

AUTOR:
MARÍA C. BENEYTO GONZÁLEZ-BAYLÍN
DIRECTOR:
JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ

EVALUACIÓN DE LOS RENDIMIENTOS DE DEPÓSITOS DE DETENCIÓN-ALIVIADERO EN REDES DE SANEAMIENTO UNITARIAS EN CUENCAS DE LA ESPAÑA HÚMEDA

TESIS DOCTORAL

**EVALUACIÓN DE LOS RENDIMIENTOS DE DEPÓSITOS DE
DETENCIÓN-ALIVIADERO EN REDES DE SANEAMIENTO
UNITARIAS EN CUENCAS DE LA ESPAÑA HÚMEDA**

AUTOR:

MARÍA C. BENEYTO GONZÁLEZ-BAYLÍN

DIRECTOR:

JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ

| |
|-----------------------------|
| TRIBUNAL CALIFICADOR |
|-----------------------------|

PRESIDENTE:

VOCALES:

Acuerdan otorgar la calificación de:

A Coruña,

de

de 2004

RESUMEN

El objetivo final de esta tesis es llegar a establecer unos criterios de diseño para los depósitos-aliviadero. Se pretende que estos criterios sean generales y puedan aplicarse a cualquier cuenca de las situadas en la España húmeda.

Los depósitos-aliviadero, más vulgarmente conocidos como “tanques de tormenta”, son un tipo de sistemas de control y tratamiento de reboses (SCTR) que se sitúan normalmente en los entronques de las redes de alcantarillado de las subcuencas urbanas con los colectores interceptores principales. Estas infraestructuras tienen una doble función:

- Laminar las puntas de caudal que llegan a la estación depuradora de aguas residuales (EDAR).
- Minimizar los contaminantes que se vierten al medio receptor, proporcionando algún tipo de tratamiento.

En primer lugar se realizó un análisis crítico de los criterios de diseño para depósitos-aliviadero que proponen las diferentes normativas internacionales y directrices nacionales.

A continuación, se evaluaron las cargas y concentraciones de contaminantes aportadas al medio receptor a través de los reboses de alcantarillado unitario (RAU) en tiempo de lluvia por una infraestructura de este tipo, situada en la cuenca de Cancelón. Esta cuenca, perteneciente al sistemas de saneamiento de Santiago de Compostela, tiene una superficie de unas 80 ha, con una parte rural importante, y su sistema de alcantarillado es unitario. El depósito-aliviadero de Cancelón puede clasificarse como depósito de detención-aliviadero y consta de un tanque en línea y otro fuera de línea.

Para la obtención de los datos necesarios para el estudio se realizó la instrumentación del depósito-aliviadero, en el que se colocaron:

- Un pluviómetro que registró el régimen de lluvias durante el periodo de estudio.
- Dos caudalímetros que midieron los caudales de entrada y de salida hacia la EDAR, y dos sondas de ultrasonidos que midieron los niveles de agua en el depósito en línea y en el depósito fuera de línea. El caudal de salida hacia el medio receptor se obtuvo a partir de la formula de vertedero en función del nivel de agua en el depósito en línea.
- Cuatro tomamuestras (uno a la entrada, otro en el depósito fuera de línea y dos en el depósito en línea; uno de ellos con la toma cerca de la superficie en la pared del aliviadero y el otro con la toma cerca de la salida hacia la depuradora) que sirvieron para evaluar los rendimientos del depósito-aliviadero en cuanto a carga contaminante.
- Una sonda multiparamétrica que midió en continuo el pH, la conductividad y la temperatura.

Con la ayuda de esta instrumentación se capturaron un total de trece sucesos que han servido para conocer el comportamiento de este depósito-aliviadero.

A pesar de que el objetivo fundamental de este estudio es analizar las cargas y concentraciones de contaminantes vertidas al medio receptor a través de los RAU, se estudió también la contaminación de las aguas residuales en tiempo seco que sirvió para estimar la cantidad de contaminación que correspondía a la escorrentía y la que procedía de las aguas residuales de tiempo seco. Por esta razón, se realizó una campaña de tiempo seco que duró cuatro días (dos laborables y un fin de semana) en los que se tomó una muestra cada dos horas.

Para completar el estudio se generó un modelo de simulación de la subcuenca de CANCELÓN con el programa “Storm Water Management Model” (SWMM). La calibración y validación, tanto hidráulica como de contaminación, del modelo se realizó con los resultados obtenidos en las mediciones de campo. Se desarrolló también un modelo de simulación del funcionamiento hidráulico y de rendimientos de retención de contaminación de un depósito-aliviadero. Estos modelos sirvieron para hacer una simulación continua (sólo del funcionamiento hidráulico) de duración un año y una simulación de un suceso sintético (con contaminación).

Los resultados de campo y de la modelización han servido para obtener unas curvas de diseño de volúmenes de depósitos-aliviaderos en cuencas de características climáticas parecidas a las de la subcuenca estudiada.

Además, la caracterización y modelización del depósito-aliviadero ha servido para proponer una serie de mejoras en el diseño de estas infraestructuras que se pueden resumir en:

- Aumentar la relación entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea.
- Regular el caudal de salida hacia EDAR (con válvula tipo vórtice o válvula de compuerta automatizada) de forma que no existan variaciones de caudal.
- Situar el aliviadero de salida hacia el medio receptor en el depósito fuera de línea.
- Diseñar el depósito en línea de forma que no se produzcan acumulaciones de sedimentos en su fondo.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi agradecimiento a todas las personas y entidades que me han ayudado en la realización de la tesis doctoral.

Debo agradecer, en primer lugar, al director de esta tesis doctoral, Joaquín Suárez López, su orientación y criterio y, sobre todo, su interés y dedicación.

En segundo lugar, debo mencionar el soporte económico recibido por el *Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos* al concederme en enero de 2002 una beca para realización de tesis doctoral y de la que he disfrutado hasta el momento.

Por otro lado, he de mencionar que esta tesis se ha desarrollado en el marco del proyecto *CICYT HID-99-0310, "EVALUACIÓN DE RENDIMIENTOS DE SISTEMAS DE CONTROL Y TRATAMIENTO DE REBOSES (SCTR) DE ALCANTARILLADO EN UNA CUENCA DE LA ESPAÑA HÚMEDA (OBTENCIÓN A PARTIR DE SERIES DE HIDROGRAMAS Y POLUTOGRAMAS REALES)"*, financiado por la *Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología* del *Ministerio de Ciencia y Tecnología*.

Quisiera también mostrar mi gratitud a la *Universidade da Coruña* por su apoyo institucional y académico. En especial a los profesores Jerónimo Puertas, Alfredo Jácome y otros de esta Universidad que me han brindado su ayuda. También quisiera dar las gracias a los *Servicios Xerais de Apoio á Investigación* por su profesionalidad a la hora de realizar las determinaciones analíticas de las muestras que les fueron enviadas.

Me gustaría agradecer de forma especial la colaboración de todos los compañeros del *Área de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, en particular a Judith Molina, Natividad Zumalave y Jose Anta por su apoyo en las tareas de campo y laboratorio. Gracias a mi compañero de congresos Juan Cagiao, a la profesora Estrella Rodríguez y a los doctorandos Carmen García y Fernando Vázquez con los que he compartido despacho estos años.

Gracias a todo el personal de *CITEEC* por su apoyo técnico en la colocación y programación de la instrumentación de campo.

También quiero agradecer al *Concello de Santiago* y a la empresa *AQUAGEST GALICIA S.A.* la información de la red de saneamiento de Santiago que me facilitaron y que utilicé para desarrollar el modelo hidráulico y de contaminación de la subcuenca de Cancelón.

Igualmente agradezco a la *Confederación Hidrográfica del Norte* el permitirme colocar la instrumentación en el depósito-aliviadero de Cancelón y al *Centro Galego de Arte Contemporánea* el dejarme instalar el pluviómetro en la cubierta del museo durante la campaña de campo.

Finalmente, agradezco a mi familia, mis padres y hermanas, y a mis amigos el apoyo mostrado durante estos años. Gracias en especial a Jose por todo.

ÍNDICE

ÍNDICE DE CAPÍTULOS

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

| | |
|---|-----|
| 1.1. INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE REDES DE SANEAMIENTO UNITARIAS EN TIEMPO DE LLUVIA | 1-3 |
|---|-----|

CAPÍTULO 2. OBJETIVOS

| | |
|-----------------------------------|-----|
| 2.1. OBJETIVO GENERAL | 2-3 |
| 2.2. OBJETIVOS PARTICULARES | 2-3 |

CAPÍTULO 3. CONTAMINACIÓN EN TIEMPO DE LLUVIA EN LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y TÉCNICAS DE GESTIÓN

| | |
|--|------|
| 3.1. REDES DE SANEAMIENTO UNITARIAS Y SEPARATIVAS | 3-5 |
| 3.2. LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA | 3-6 |
| 3.2.1. Características de la contaminación de la escorrentía urbana | 3-6 |
| 3.2.1.1. Fuentes de contaminación difusa urbana | 3-7 |
| 3.2.1.1.1. Contaminación atmosférica | 3-9 |
| 3.2.1.1.2. Contaminación de la superficie de la cuenca | 3-9 |
| 3.2.1.2. Cálculo de las concentraciones y cargas contaminantes en la escorrentía urbana | 3-12 |
| 3.2.1.3. El fenómeno de acumulación y arrastre de la contaminación en la superficie de la cuenca | 3-14 |
| 3.2.1.4. Particularidades de la distribución de los contaminantes en las aguas de escorrentía | 3-17 |
| 3.2.2. Características de la contaminación de los reboses de alcantarillado unitario | 3-18 |
| 3.2.3. Problemática de los metales pesados | 3-21 |
| 3.2.3.1. Antecedentes | 3-21 |
| 3.2.3.2. Metales pesados en las aguas residuales de tiempo seco | 3-22 |
| 3.2.3.3. Metales pesados en las aguas residuales en tiempo de lluvia | 3-28 |
| 3.2.3.4. Toxicidad de los metales pesados | 3-29 |
| 3.2.3.4.1. Aluminio | 3-32 |
| 3.2.3.4.2. Cromo | 3-33 |
| 3.2.3.4.3. Manganeseo | 3-34 |
| 3.2.3.4.4. Hierro | 3-34 |
| 3.2.3.4.5. Níquel | 3-34 |
| 3.2.3.4.6. Cobre | 3-35 |
| 3.2.3.4.7. Zinc | 3-35 |
| 3.2.3.4.8. Arsénico | 3-36 |
| 3.2.3.4.9. Cadmio | 3-36 |
| 3.2.3.4.10. Plomo | 3-37 |
| 3.2.3.4.11. Mercurio | 3-38 |
| 3.2.4. Resultados de estudios realizados sobre escorrentía urbana y reboses de alcantarillado unitario (RAU) en España | 3-40 |
| 3.2.4.1. Resultados Santiago de Compostela | 3-40 |
| 3.2.4.2. Resultados PROMEDSU | 3-42 |
| 3.2.4.2.1. Concentraciones máximas | 3-44 |
| 3.2.4.2.2. CMS | 3-45 |
| 3.2.4.2.3. Coeficientes de las curvas de movilización de masas | 3-47 |
| 3.2.4.2.4. Tanto por uno de masa asociada a escorrentía | 3-47 |
| 3.2.4.2.5. Cargas movilizadas por unidad de superficie | 3-48 |
| 3.2.4.2.6. Ajustes estadísticos a funciones de distribución de probabilidad | 3-49 |
| 3.2.4.3. Resultados Sama de Langreo | 3-53 |
| 3.3. TÉCNICAS DE GESTIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA | 3-63 |
| 3.3.1. Control en origen | 3-65 |
| 3.3.2. Control aguas abajo | 3-68 |
| 3.4. TIPOLOGÍA DE LAS TÉCNICAS DE GESTIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA | 3-69 |
| 3.4.1. TGEU con control y tratamiento en origen | 3-70 |
| 3.4.1.1. Control y tratamiento local | 3-70 |
| 3.4.1.2. Control de entradas en origen | 3-71 |
| 3.4.1.3. Retención o detención en el lugar | 3-72 |
| 3.4.2. TGEU con control y tratamiento aguas abajo | 3-77 |
| 3.4.2.1. Detención en línea | 3-77 |

| | | |
|------------|---|-------|
| 3.4.2.2. | Detención fuera de línea | 3-79 |
| 3.4.2.3. | Detención en la EDAR | 3-80 |
| 3.5. | SELECCIÓN DE LAS TÉCNICAS DE GESTIÓN DE AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA Y DE REBOSES DE ALCANTARILLADO UNITARIO..... | 3-82 |
| 3.5.1. | Objetivos de los sistemas de control y tratamiento de reboses | 3-83 |
| 3.6. | DEPÓSITOS-ALIVIADERO..... | 3-83 |
| 3.6.1. | Objetivos | 3-84 |
| 3.6.2. | Tipologías de depósitos-aliviadero | 3-84 |
| 3.6.2.1. | Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado | 3-84 |
| 3.6.2.1.1. | Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado en línea..... | 3-84 |
| 3.6.2.1.2. | Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado fuera de línea..... | 3-86 |
| 3.6.2.2. | Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación | 3-87 |
| 3.6.2.2.1. | Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación en línea | 3-88 |
| 3.6.2.2.2. | Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación fuera de línea | 3-88 |
| 3.6.3. | Disposición de varios depósitos-aliviadero | 3-91 |
| 3.6.3.1. | Depósitos-aliviadero en paralelo | 3-91 |
| 3.6.3.2. | Depósitos-aliviadero en serie | 3-92 |
| 3.6.4. | Configuración técnica..... | 3-93 |
| 3.6.4.1. | Consideraciones verticales..... | 3-94 |
| 3.6.4.2. | Configuración en planta..... | 3-94 |
| 3.6.4.3. | La estructura de entrada | 3-94 |
| 3.6.4.4. | Configuración del fondo del depósito..... | 3-95 |
| 3.6.4.4.1. | Fondo plano..... | 3-95 |
| 3.6.4.4.2. | Fondos con surcos paralelos..... | 3-96 |
| 3.6.4.4.3. | Fondos con un único surco continuo | 3-97 |
| 3.6.4.5. | La estructura o dispositivo de salida..... | 3-99 |
| 3.6.4.6. | Aliviaderos y salida de emergencia | 3-99 |
| 3.6.4.7. | Instalaciones adicionales..... | 3-100 |
| 3.6.4.7.1. | Equipo eléctrico | 3-100 |
| 3.6.4.7.2. | Ventilación | 3-101 |
| 3.6.4.7.3. | Agua de limpieza..... | 3-101 |
| 3.6.5. | Explotación y mantenimiento..... | 3-101 |
| 3.7. | NORMAS DE DIMENSIONAMIENTO Y DISEÑO DE SCTR | 3-104 |
| 3.7.1. | Normativa alemana: ATV-Standard A 128 (1992)..... | 3-104 |
| 3.7.1.1. | Medidas para la gestión de aguas de escorrentía en redes unitarias..... | 3-105 |
| 3.7.1.2. | Tipologías de estructuras con aliviadero..... | 3-105 |
| 3.7.1.2.1. | Aliviaderos tradicionales..... | 3-105 |
| 3.7.1.2.2. | Depósitos-aliviadero..... | 3-105 |
| 3.7.1.2.3. | Almacenamiento en la propia red con aliviadero | 3-106 |
| 3.7.1.3. | Dimensionamiento de estructuras con aliviadero..... | 3-106 |
| 3.7.1.3.1. | Determinación del volumen de almacenamiento total necesario..... | 3-107 |
| 3.7.1.3.2. | Determinación de los volúmenes de cada estructura con aliviadero | 3-117 |
| 3.7.1.3.3. | Dimensionamiento individual de las estructuras con aliviadero | 3-118 |
| 3.7.2. | Normativa británica: BS 8005-British Standards Sewerage (1987) | 3-121 |
| 3.7.2.1. | Tipos de depósitos-aliviaderos | 3-122 |
| 3.7.2.1.1. | Depósito-aliviadero de primer lavado | 3-122 |
| 3.7.2.1.2. | Depósito-aliviadero de sedimentación..... | 3-122 |
| 3.7.2.2. | Criterios de diseño | 3-122 |
| 3.7.3. | Normativa española: Especificaciones técnicas básicas para el proyecto de conducciones generales de saneamiento (Confederación Hidrográfica del Norte, 1995)..... | 3-124 |
| 3.7.3.1. | Tipologías de estructuras con aliviadero..... | 3-124 |
| 3.7.3.1.1. | Aliviadero de tormentas sin cámara de regulación | 3-124 |
| 3.7.3.1.2. | Estanques de tormenta | 3-124 |
| 3.7.3.2. | Criterios de diseño | 3-125 |
| 3.7.4. | Normativa suiza: "Recommandation fédérale de juillet 1977" | 3-127 |
| 3.7.4.1. | Tipologías de estructuras con aliviaderos..... | 3-128 |
| 3.7.4.1.1. | Depósitos-aliviaderos de primer lavado | 3-128 |
| 3.7.4.1.2. | Depósitos-aliviaderos de sedimentación | 3-128 |
| 3.7.4.1.3. | Depósitos-aliviaderos mixto..... | 3-128 |
| 3.7.4.1.4. | Almacenamiento en la propia red con aliviadero | 3-128 |
| 3.7.4.2. | Cálculo del volumen de almacenamiento | 3-128 |
| 3.7.4.2.1. | Cálculo del volumen de sedimentación | 3-132 |
| 3.7.4.2.2. | Cálculo del volumen de primer lavado..... | 3-134 |
| 3.7.5. | Normativa francesa: "Documentation technique f.n.d.a.e. n°6: Les bassins d'orage sur les réseaux d'assainissement (1988)" | 3-135 |
| 3.7.5.1. | Clasificación de los depósitos de tormenta..... | 3-135 |
| 3.7.5.2. | Métodos de cálculo | 3-139 |
| 3.7.5.2.1. | Método de la lluvia crítica..... | 3-139 |
| 3.7.5.2.2. | Método de los caudales | 3-145 |
| 3.7.6. | Normativa holandesa | 3-146 |
| 3.7.7. | Normativa japonesa | 3-148 |
| 3.7.8. | Comparación de métodos | 3-148 |

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA

| | |
|--|------|
| 4.1. INTRODUCCIÓN..... | 4-3 |
| 4.2. INFRAESTRUCTURA DE SANEAMIENTO A ESTUDIAR..... | 4-3 |
| 4.2.1. Sistema de saneamiento de Santiago de Compostela..... | 4-3 |
| 4.2.2. Subcuenca de Cancelón..... | 4-5 |
| 4.2.3. Depósito de detención-aliviadero de Cancelón en Santiago de Compostela..... | 4-12 |
| 4.3. CARACTERIZACIÓN Y MEDIDAS EN CUENCA PILOTO..... | 4-16 |
| 4.3.1. Definición de parámetros a medir..... | 4-16 |
| 4.3.2. Definición de las secciones de control..... | 4-17 |
| 4.3.2.1. Sección de entrada al depósito..... | 4-17 |
| 4.3.2.2. Sección de salida a la depuradora..... | 4-18 |
| 4.3.2.3. Sección de salida hacia el medio receptor..... | 4-18 |
| 4.3.3. Instrumentación del depósito-aliviadero de Cancelón..... | 4-18 |
| 4.3.3.1. Medidores de hidráulica..... | 4-19 |
| 4.3.3.1.1. Medición de la lluvia..... | 4-19 |
| 4.3.3.1.2. Medición de caudales..... | 4-20 |
| 4.3.3.1.3. Medición de niveles..... | 4-23 |
| 4.3.3.2. Medidores de contaminación..... | 4-25 |
| 4.3.3.2.1. Medición en continuo..... | 4-25 |
| 4.3.3.2.2. Medición en tiempo de lluvia..... | 4-26 |
| 4.3.4. Metodología de tiempo seco..... | 4-29 |
| 4.3.4.1. Campaña de tiempo seco..... | 4-29 |
| 4.3.5. Metodología de tiempo de lluvia..... | 4-30 |
| 4.3.5.1. Balance de masas..... | 4-30 |
| 4.3.5.2. El fenómeno del primer lavado..... | 4-35 |
| 4.3.5.3. Tipo de sucesos..... | 4-39 |
| 4.3.5.3.1. SUCESO TIPO A..... | 4-39 |
| 4.3.5.3.2. SUCESO TIPO B..... | 4-39 |
| 4.3.5.3.3. SUCESO TIPO C..... | 4-39 |
| 4.3.5.4. Fichas de suceso..... | 4-40 |
| 4.3.5.4.1. FICHA A: HIDRÁULICA DEL SUCESO POR SECCIONES..... | 4-40 |
| 4.3.5.4.2. FICHA B: CONTAMINACIÓN EN CONTÍNUO..... | 4-42 |
| 4.3.5.4.3. FICHA C: CONTAMINACIÓN DEL SUCESO POR SECCIONES..... | 4-43 |
| 4.3.5.4.4. FICHA D: ANÁLISIS DE MOVILIZACIÓN DE MASAS..... | 4-43 |
| 4.3.5.4.5. FICHA E: COMPARACIÓN DE SECCIONES POR CONTAMINANTES..... | 4-43 |
| 4.4. MODELIZACIÓN..... | 4-43 |
| 4.4.1. SWMM..... | 4-44 |
| 4.4.1.1. Introducción..... | 4-44 |
| 4.4.1.2. Bloque RUNOFF..... | 4-47 |
| 4.4.1.3. Bloque TRANSPORT..... | 4-60 |
| 4.4.2. PEST..... | 4-67 |

CAPÍTULO 5. DESARROLLO DE LA METODOLOGÍA

| | |
|---|------|
| 5.1. INTRODUCCIÓN..... | 5-3 |
| 5.2. ACTIVIDADES DE CAMPO..... | 5-3 |
| 5.2.1. Explotación de la sección y almacenamiento de la información..... | 5-3 |
| 5.2.1.1. Características del almacenamiento de la información..... | 5-3 |
| 5.2.1.2. Periodos de registro: Ficheros generados..... | 5-3 |
| 5.2.1.3. Tabla temporal de los valores registrados..... | 5-12 |
| 5.2.1.4. Fichas de explotación y mantenimiento de secciones de control..... | 5-13 |
| 5.2.1.5. Incidencias en la explotación y mantenimiento de la instrumentación..... | 5-13 |
| 5.2.2. Comportamiento de la cuenca..... | 5-14 |
| 5.2.2.1. Tiempo seco..... | 5-14 |
| 5.2.2.1.1. Variación diaria de caudales en tiempo seco..... | 5-14 |
| 5.2.2.1.2. Variación diaria de contaminación en tiempo seco..... | 5-17 |
| 5.2.2.2. Tiempo de lluvia..... | 5-40 |
| 5.2.3. Comportamiento del depósito-aliviadero..... | 5-40 |
| 5.2.3.1. Tiempo de lluvia..... | 5-40 |
| 5.2.3.1.1. Primera etapa: compuerta totalmente abierta..... | 5-42 |
| 5.2.3.1.2. Segunda etapa: compuerta semiabierta..... | 5-43 |
| 5.3. TRABAJO DE LABORATORIO..... | 5-47 |
| 5.4. MODELIZACIÓN..... | 5-49 |
| 5.4.1. Modelización de la cuenca..... | 5-49 |
| 5.4.2. Modelización de la red de alcantarillado..... | 5-55 |
| 5.4.3. Modelización del depósito-aliviadero..... | 5-62 |
| 5.4.3.1. Modelización hidráulica del depósito-aliviadero..... | 5-63 |
| 5.4.3.2. Modelización de la contaminación del depósito-aliviadero..... | 5-65 |

CAPÍTULO 6. PRESENTACIÓN, ANÁLISIS Y VALORACIÓN DE RESULTADOS

| | |
|--|-------|
| 6.1. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LA SUBCUENCA Y DEL DEPÓSITO-ALIVIADERO..... | 6-3 |
| 6.1.1. Resultados de la caracterización de la subcuenca | 6-3 |
| 6.1.1.1. Tiempo seco | 6-3 |
| 6.1.1.1.1. Contaminantes tradicionales | 6-3 |
| 6.1.1.1.2. Metales pesados..... | 6-11 |
| 6.1.1.1.3. Análisis estadístico de contaminantes en tiempo seco | 6-17 |
| 6.1.1.2. Tiempo de lluvia | 6-26 |
| 6.1.1.2.1. Análisis estadístico de contaminantes en tiempo de lluvia..... | 6-49 |
| 6.1.1.2.2. Análisis estadístico de los parámetros de los sucesos muestreados | 6-59 |
| 6.1.2. Resultados de la caracterización del depósito-aliviadero..... | 6-77 |
| 6.1.2.1. Tiempo de lluvia..... | 6-77 |
| 6.1.2.1.1. Primera etapa: compuerta totalmente abierta..... | 6-77 |
| 6.1.2.1.2. Segunda etapa: compuerta semiabierta | 6-82 |
| 6.2. RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN | 6-98 |
| 6.2.1. Resultados de la modelización de la cuenca | 6-98 |
| 6.2.1.1. Calibración y validación del modelo..... | 6-98 |
| 6.2.1.1.1. Calibración y validación hidráulica..... | 6-99 |
| 6.2.1.1.2. Calibración y validación de contaminación | 6-105 |
| 6.2.2. Resultados de la modelización del depósito-aliviadero..... | 6-110 |
| 6.2.2.1. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero..... | 6-111 |
| 6.2.2.1.1. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero con la compuerta totalmente abierta..... | 6-111 |
| 6.2.2.1.2. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero con la compuerta semiabierta..... | 6-118 |
| 6.2.2.2. Resultados en simulación continua para distintas dimensiones de depósitos fuera de línea..... | 6-124 |
| 6.2.2.2.1. Resultados en simulación continua con válvula de compuerta | 6-125 |
| 6.2.2.2.2. Resultados en simulación continua con válvula tipo vórtice | 6-128 |
| 6.2.2.3. Resultados de simulación con una lluvia y polutograma de diseño para distintas dimensiones de depósitos en línea y fuera de línea..... | 6-131 |
| 6.2.2.3.1. Resultados de simulación con una lluvia de diseño con válvula de compuerta | 6-135 |
| 6.2.2.3.2. Resultados de simulación con una lluvia de diseño con válvula tipo vórtice | 6-142 |
| 6.3. APLICACIÓN DE LAS DISTINTAS NORMATIVAS Y PRESCRIPCIONES TÉCNICAS EUROPEAS PARA LA DETERMINACIÓN DE UN VOLUMEN DE ALMACENAMIENTO EN LA CUENCA DE CANCELÓN..... | 6-154 |
| 6.3.1. Normativa alemana | 6-155 |
| 6.3.2. Normativa española | 6-163 |
| 6.3.3. Normativa suiza | 6-165 |
| 6.3.4. Normativa francesa | 6-168 |
| 6.3.5. Normativa holandesa | 6-170 |

CAPÍTULO 7. SÍNTESIS DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES

| | |
|--|------|
| 7.1. INTRODUCCIÓN | 7-3 |
| 7.2. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE CAMPO..... | 7-3 |
| 7.2.1. Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de CANCELÓN | 7-3 |
| 7.2.1.1. Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de CANCELÓN en tiempo seco | 7-3 |
| 7.2.1.1.1. Contaminantes tradicionales | 7-3 |
| 7.2.1.1.2. Metales pesados..... | 7-6 |
| 7.2.1.1.3. Síntesis de resultados del análisis estadístico de contaminantes en tiempo seco | 7-10 |
| 7.2.1.2. Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de CANCELÓN en tiempo de lluvia..... | 7-11 |
| 7.2.1.2.1. Concentraciones máximas | 7-11 |
| 7.2.1.2.2. CMS..... | 7-13 |
| 7.2.1.2.3. Coeficientes de las curvas de movilización de masas | 7-17 |
| 7.2.1.2.4. Tanto por uno de masa asociada a escorrentía..... | 7-20 |
| 7.2.1.2.5. Cargas movilizadas por unidad de superficie | 7-20 |
| 7.2.1.2.6. Equivalencia de los RAU de un año en días de vertido de una EDAR..... | 7-21 |
| 7.2.1.2.7. Equivalencia del vertido de un suceso con rebose a habitantes equivalentes | 7-23 |
| 7.2.1.2.8. Síntesis de resultados del análisis estadístico de contaminantes en tiempo de lluvia..... | 7-25 |
| 7.2.1.2.9. Síntesis de resultados del análisis estadístico de los parámetros de los sucesos muestreados | 7-27 |
| 7.2.2. Síntesis de resultados de la caracterización del depósito-aliviadero de la subcuenca de CANCELÓN..... | 7-33 |
| 7.2.2.1. Síntesis de resultados de la caracterización del depósito-aliviadero en tiempo de lluvia..... | 7-33 |
| 7.3. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN | 7-36 |
| 7.3.1. Síntesis de resultados de la modelización de la cuenca de CANCELÓN..... | 7-36 |
| 7.3.1.1. Modelización de la hidráulica..... | 7-36 |
| 7.3.1.2. Modelización de la contaminación | 7-39 |
| 7.3.2. Síntesis de resultados de la modelización del depósito-aliviadero de la subcuenca de CANCELÓN..... | 7-42 |
| 7.3.2.1. Síntesis de resultados de la modelización en continuo..... | 7-42 |
| 7.3.2.2. Síntesis de resultados de la modelización de un suceso sintético | 7-48 |
| 7.4. COMPARACIÓN DE LAS DISTINTAS NORMATIVAS EUROPEAS PARA LA DETERMINACIÓN DE UN VOLUMEN DE ALMACENAMIENTO EN LA CUENCA DE CANCELÓN | 7-50 |

| | |
|------------------------|------|
| 7.5. CONCLUSIONES..... | 7-51 |
|------------------------|------|

BIBLIOGRAFÍA

ANEJO I. PLANOS CONSTRUCTIVOS DEL DEPÓSITO-ALIVIADERO DE CANCELON

ANEJO II. CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS DE LA INSTRUMENTACIÓN

ANEJO III. FICHA DE EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO DE LAS SECCIONES DE CONTROL DEL DEPÓSITO ALIVIADERO DE CANCELÓN

ANEJO IV. FICHAS DE TIEMPO SECO

ANEJO V. FICHAS DE SUCESO

ANEJO VI. METODOLOGÍA APLICADA EN LOS ANÁLISIS REALIZADOS EN EL SXAI

ANEJO VII. ARCHIVOS SWMM

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

| | | |
|-------------|--|-----|
| Figura 1-1. | Componentes de un sistema de saneamiento unitario..... | 1-3 |
| Figura 1-2. | Componentes de un sistema de saneamiento que incorpora técnicas de gestión de las aguas de escorrentía urbana..... | 1-6 |

CAPÍTULO 3

| | | |
|--------------|---|------|
| Figura 3-1. | Comparación entre la filosofía del sistema de saneamiento unitario y el separativo..... | 3-5 |
| Figura 3-2. | Acumulación de suciedad para diferentes tipos de cuencas (Sartor y Boyd, 1972, modificadas por Temprano, 1996)..... | 3-15 |
| Figura 3-3. | Esquema simplificado que muestra el proceso de acumulación y de lavado de la contaminación de una cuenca..... | 3-17 |
| Figura 3-4. | Formas metálicas y toxicidad (Paulson C.; 1993)..... | 3-31 |
| Figura 3-5. | Cuencas analizadas en el PROMEDSU..... | 3-43 |
| Figura 3-6. | Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO..... | 3-50 |
| Figura 3-7. | Distribución lognormal para la concentración máxima de DBO5..... | 3-50 |
| Figura 3-8. | Distribución lognormal para la concentración máxima de COT..... | 3-50 |
| Figura 3-9. | Distribución lognormal para la concentración máxima de NTK..... | 3-51 |
| Figura 3-10. | Distribución lognormal para la concentración máxima de sólidos en suspensión..... | 3-51 |
| Figura 3-11. | Distribución lognormal para la concentración máxima de plomo disuelto..... | 3-51 |
| Figura 3-12. | Distribución lognormal para la CMS de DQO..... | 3-51 |
| Figura 3-13. | Distribución lognormal para la CMS de DBO5..... | 3-51 |
| Figura 3-14. | Distribución lognormal para la CMS de COT..... | 3-51 |
| Figura 3-15. | Distribución lognormal para la CMS de NTK..... | 3-52 |
| Figura 3-16. | Distribución lognormal para la CMS de sólidos en suspensión..... | 3-52 |
| Figura 3-17. | Distribución lognormal para la CMS de plomo disuelto..... | 3-52 |
| Figura 3-18. | Distribución lognormal para la carga movilizada de DQO..... | 3-52 |
| Figura 3-19. | Distribución lognormal para la carga movilizada de DBO5..... | 3-52 |
| Figura 3-20. | Distribución lognormal para la carga movilizada de COT..... | 3-52 |
| Figura 3-21. | Distribución lognormal para la carga movilizada de NTK..... | 3-53 |
| Figura 3-22. | Distribución lognormal para la carga movilizada de sólidos en suspensión..... | 3-53 |
| Figura 3-23. | Distribución lognormal para la carga movilizada de plomo disuelto..... | 3-53 |
| Figura 3-24. | Esquema básico del depósito de detención-aliviadero de Sama de Langreo..... | 3-54 |
| Figura 3-25. | Tubería de entrada..... | 3-55 |
| Figura 3-26. | Depósito en línea y válvula vortex..... | 3-55 |
| Figura 3-27. | Depósito fuera de línea y clapeta antirretorno..... | 3-56 |
| Figura 3-28. | Tipos de suceso..... | 3-58 |
| Figura 3-29. | Clasificación de las TGEU..... | 3-70 |
| Figura 3-30. | Ejemplo de diferentes tipos de pavimentos filtrantes..... | 3-71 |
| Figura 3-31. | Ejemplo de boquilla a situar en azoteas..... | 3-72 |
| Figura 3-32. | Diferentes configuraciones de sistemas de infiltración (Bell, W.; 1995)..... | 3-73 |
| Figura 3-33. | Ejemplo de zanjas de infiltración en una zona residencial (Roesner, L.A.; 1989)..... | 3-74 |
| Figura 3-34. | Dispositivos de filtración en lecho de arena de aguas de escorrentía con o sin cubierta para áreas densamente urbanizadas (Bell, W.; 1995)..... | 3-75 |
| Figura 3-35. | Estanque de retención..... | 3-76 |
| Figura 3-36. | Sistemas de detención blandos. Ejemplos de configuraciones de TGEUs basados en lagunas y humedales (Claytor, R.; 1995)..... | 3-76 |
| Figura 3-37. | Sistemas de salida de lagunas: sistema aireado y sistema sifónico (Claytor, R.; 1995)..... | 3-76 |
| Figura 3-38. | Estanque de detención y estanque de retención (cortesía de CALTRANS)..... | 3-77 |
| Figura 3-39. | Ejemplos de integración paisajística de sistemas de control y tratamiento de las aguas de escorrentía (cortesía de CALTRANS)..... | 3-77 |
| Figura 3-40. | Geometrías típicas de depósitos en línea (W.P.C.F.; 1989)..... | 3-79 |
| Figura 3-41. | Esquema del sistema de bombeo de un túnel de detención en Estocolmo (Stahre, P.; 1990)..... | 3-80 |
| Figura 3-42. | Posibles flujos de vertido en una EDAR ante una situación de sobrecarga hidráulica..... | 3-82 |
| Figura 3-43. | Esquema de un depósito-aliviadero con tanque de primer lavado en línea..... | 3-85 |
| Figura 3-44. | Depósito-aliviadero con tanque de primer lavado en línea de planta circular. (Roesner, L.A.; 1989)..... | 3-86 |
| Figura 3-45. | Esquema de un depósito-aliviadero con tanque de primer lavado fuera de línea..... | 3-87 |
| Figura 3-46. | Esquema de un depósito-aliviadero con tanque de sedimentación en línea..... | 3-88 |
| Figura 3-47. | Esquema de un depósito-aliviadero con tanque de sedimentación fuera de línea..... | 3-89 |
| Figura 3-48. | Depósito-aliviadero con tanque de sedimentación fuera de línea de planta rectangular. (Roesner, L.A.; 1989)..... | 3-90 |
| Figura 3-49. | Combinación de depósitos-aliviadero..... | 3-91 |
| Figura 3-50. | Depósitos-aliviadero en paralelo..... | 3-92 |
| Figura 3-51. | Depósitos-aliviadero en serie..... | 3-93 |
| Figura 3-52. | Aliviadero lateral típico. (Stahre, P.; 1990)..... | 3-95 |
| Figura 3-53. | Distintas posiciones del surco de tiempo seco en depósitos con fondo plano. (Stahre, P.; 1990)..... | 3-96 |
| Figura 3-54. | Distintas configuraciones de fondos de depósito con surcos paralelos. (Stahre, P.; 1990)..... | 3-96 |
| Figura 3-55. | Diseño en planta de un depósito con un único surco continuo. (Stahre, P.; 1990)..... | 3-98 |

| | |
|--|-------|
| Figura 3-56. Ejemplos de colocación de pantallas antiflotantes en aliviaderos. (Stahre, P.; 1990)..... | 3-100 |
| Figura 3-57. Hidroeyectores en fondo de depósito (Cortesía de RODIO). | 3-103 |
| Figura 3-58. Limpiadores basculantes (Cortesía de RODIO). | 3-103 |
| Figura 3-59. Gráfico para la determinación del coeficiente aa. | 3-113 |
| Figura 3-60. Gráfico para el cálculo del volumen de almacenamiento específico. | 3-116 |
| Figura 3-61. Gráfico para la determinación de la lluvia crítica. | 3-119 |
| Figura 3-62. Ábaco para el cálculo del volumen específico en función de la intensidad crítica. | 3-142 |
| Figura 3-63. Ábaco de cálculo del volumen específico en función de la tasa de DBO5. | 3-143 |
| Figura 3-64. Ábaco de Kuiper. | 3-147 |

CAPÍTULO 4

| | |
|---|------|
| Figura 4-1. Esquemas de subcuencas en Santiago de Compostela. | 4-4 |
| Figura 4-2. Fotografía aérea de la cuenca de Cancelón en Santiago de Compostela. | 4-6 |
| Figura 4-3. Plano de la cuenca de Cancelón. | 4-7 |
| Figura 4-4. Esquema de la red de saneamiento de la subcuenca de Cancelón. | 4-9 |
| Figura 4-5. Calle del centro histórico (izda) y calle de urbanización reciente (dcha). | 4-10 |
| Figura 4-6. Zona rural. | 4-10 |
| Figura 4-7. Parques de Sto. Domingo de Bonaval (izda) y Belvís (dcha). | 4-11 |
| Figura 4-8. Distintas vistas de la calle Virgen de la Cerca, una de las calles con más tráfico de la cuenca. | 4-11 |
| Figura 4-9. Obras de saneamiento realizadas durante la campaña de medida. | 4-11 |
| Figura 4-10. Exterior del depósito-aliviadero de Cancelón en Santiago de Compostela. | 4-12 |
| Figura 4-11. Inundaciones en la subcuenca de Cancelón en 1995 (cortesía de la CHN). | 4-12 |
| Figura 4-12. Exterior e interior del dissipador de energía de Cancelón. | 4-13 |
| Figura 4-13. Croquis del depósito-aliviadero de Cancelón en Santiago de Compostela. | 4-13 |
| Figura 4-14. Arqueta de entrada. | 4-14 |
| Figura 4-15. Válvula de compuerta y vórtice. | 4-14 |
| Figura 4-16. Tanque en línea y pantalla de retención de flotantes. | 4-15 |
| Figura 4-17. Tanque fuera de línea y clapeta antirretorno. | 4-15 |
| Figura 4-18. Sistema de limpieza basculante. | 4-16 |
| Figura 4-19. Sección de salida a la depuradora. | 4-18 |
| Figura 4-20. Pluviómetro en cubierta del tanque de tormentas (izq.) y pluviómetro en CGAC (dcha.). | 4-19 |
| Figura 4-21. Situación de medidores de caudal. | 4-20 |
| Figura 4-22. Caudalímetro. | 4-21 |
| Figura 4-23. Sensores de nivel de caudalímetros SG1 a SG3 (de izda a dcha y de arriba a abajo). | 4-21 |
| Figura 4-24. Caudalímetro SG3 en su nueva ubicación. | 4-22 |
| Figura 4-25. Situación de medidores de nivel. | 4-23 |
| Figura 4-26. Ultrasonidos para caudalímetro SIGMA 950. | 4-24 |
| Figura 4-27. Ultrasonidos para indicador de nivel LIT25. | 4-24 |
| Figura 4-28. Tubo protector de la sonda multiparamétrica (izq.) y datalogger (dcha.). | 4-25 |
| Figura 4-29. Situación de los tomamuestras. | 4-26 |
| Figura 4-30. Detalle tomamuestras SIGMA 900. | 4-27 |
| Figura 4-31. Tomamuestras TM1 a TM4 (de izquierda a derecha y de arriba abajo). | 4-28 |
| Figura 4-32. Hidrograma y polutograma de tiempo seco. | 4-31 |
| Figura 4-33. Suceso superpuesto al hidrograma y polutograma de tiempo seco. | 4-31 |
| Figura 4-34. Hidrograma y polutograma de DBO5 en tiempo seco. | 4-32 |
| Figura 4-35. Hidrograma y polutograma de DBO5 del suceso. | 4-32 |
| Figura 4-36. Flujogramas de tiempo seco y suceso. | 4-33 |
| Figura 4-37. Flujos máscicos durante el suceso. | 4-34 |
| Figura 4-38. Análisis de movilización de masas de un contaminante con cierto primer lavado. | 4-37 |
| Figura 4-39. Análisis de movilización de masas de un contaminante sin primer lavado. | 4-37 |
| Figura 4-40. Curvas de movilización de masa para distintos valores del coeficiente "a". | 4-38 |
| Figura 4-41. Tipos de sucesos. | 4-40 |
| Figura 4-42. Estructura del SWMM. | 4-45 |
| Figura 4-43. Relaciones entre los distintos bloques del SWMM. | 4-46 |
| Figura 4-44. Esquematización de las subcuencas. | 4-50 |
| Figura 4-45. Representación de la subcuenca como modelo de depósito no lineal. | 4-51 |
| Figura 4-46. Diagrama de Shields. | 4-65 |

CAPÍTULO 5

| | |
|---|------|
| Figura 5-1. Registro de caudales en tiempo seco. | 5-15 |
| Figura 5-2. Hidrogramas de tiempo seco. | 5-16 |
| Figura 5-3. Registro de temperatura en tiempo seco. | 5-17 |
| Figura 5-4. Registro de conductividad en tiempo seco. | 5-18 |
| Figura 5-5. Registro de pH en tiempo seco. | 5-18 |
| Figura 5-6. Polutogramas de temperatura de tiempo seco. | 5-20 |
| Figura 5-7. Polutogramas de pH de tiempo seco. | 5-20 |
| Figura 5-8. Polutogramas de conductividad de tiempo seco. | 5-21 |
| Figura 5-9. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos disueltos totales de la campaña de tiempo seco. | 5-23 |

| | | |
|--------------|--|------|
| Figura 5-10. | Polutogramas de tiempo seco de sólidos disueltos totales..... | 5-23 |
| Figura 5-11. | Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos en suspensión totales de la campaña de tiempo seco..... | 5-24 |
| Figura 5-12. | Polutogramas de tiempo seco de sólidos en suspensión totales..... | 5-24 |
| Figura 5-13. | Resultados de laboratorio de los análisis de coliformes totales de la campaña de tiempo seco..... | 5-25 |
| Figura 5-14. | Polutogramas de tiempo seco de coliformes totales..... | 5-25 |
| Figura 5-15. | Resultados de laboratorio de los análisis de coliformes fecales de la campaña de tiempo seco..... | 5-26 |
| Figura 5-16. | Polutogramas de tiempo seco de coliformes fecales..... | 5-26 |
| Figura 5-17. | Resultados de laboratorio de los análisis de NTK de la campaña de tiempo seco..... | 5-27 |
| Figura 5-18. | Polutogramas de tiempo seco de NTK..... | 5-27 |
| Figura 5-19. | Resultados de laboratorio de los análisis de nitrógeno amoniacal de la campaña de tiempo seco..... | 5-28 |
| Figura 5-20. | Polutogramas de tiempo seco de nitrógeno amoniacal..... | 5-28 |
| Figura 5-21. | Resultados de laboratorio de los análisis de DBO5 de la campaña de tiempo seco..... | 5-29 |
| Figura 5-22. | Polutogramas de tiempo seco de DBO5..... | 5-29 |
| Figura 5-23. | Resultados de laboratorio de los análisis de DQO total de la campaña de tiempo seco..... | 5-30 |
| Figura 5-24. | Polutogramas de tiempo seco de DQO total..... | 5-30 |
| Figura 5-25. | Resultados de laboratorio de los análisis de cobre total de la campaña de tiempo seco..... | 5-31 |
| Figura 5-26. | Polutogramas de tiempo seco de cobre total..... | 5-31 |
| Figura 5-27. | Resultados de laboratorio de los análisis de cobre disuelto de la campaña de tiempo seco..... | 5-32 |
| Figura 5-28. | Polutogramas de tiempo seco de cobre disuelto..... | 5-32 |
| Figura 5-29. | Resultados de laboratorio de los análisis de cobre particulado de la campaña de tiempo seco..... | 5-33 |
| Figura 5-30. | Polutogramas de tiempo seco de cobre particulado..... | 5-33 |
| Figura 5-31. | Resultados de laboratorio de los análisis de zinc total de la campaña de tiempo seco..... | 5-34 |
| Figura 5-32. | Polutogramas de tiempo seco de zinc total..... | 5-34 |
| Figura 5-33. | Resultados de laboratorio de los análisis de zinc disuelto de la campaña de tiempo seco..... | 5-35 |
| Figura 5-34. | Polutogramas de tiempo seco de zinc disuelto..... | 5-35 |
| Figura 5-35. | Resultados de laboratorio de los análisis de zinc particulado de la campaña de tiempo seco..... | 5-36 |
| Figura 5-36. | Polutogramas de tiempo seco de zinc particulado..... | 5-36 |
| Figura 5-37. | Resultados de laboratorio de los análisis de plomo total de la campaña de tiempo seco..... | 5-37 |
| Figura 5-38. | Polutogramas de tiempo seco de plomo total..... | 5-37 |
| Figura 5-39. | Resultados de laboratorio de los análisis de plomo disuelto de la campaña de tiempo seco..... | 5-38 |
| Figura 5-40. | Polutogramas de tiempo seco de plomo disuelto..... | 5-38 |
| Figura 5-41. | Resultados de laboratorio de los análisis de plomo particulado de la campaña de tiempo seco..... | 5-39 |
| Figura 5-42. | Polutogramas de tiempo seco de plomo particulado..... | 5-39 |
| Figura 5-43. | Registro de caudales durante los sucesos..... | 5-40 |
| Figura 5-44. | Plano de subcuencas introducidas en el SWMM..... | 5-52 |
| Figura 5-45. | Ficha de pozo para el inventario de la red de saneamiento (AQUAGEST GALICIA)..... | 5-56 |
| Figura 5-46. | Tubos introducidos en el SWMM..... | 5-58 |
| Figura 5-47. | Pozos introducidos en el SWMM..... | 5-59 |
| Figura 5-48. | Distribución de tamaños de partículas para los sólidos en suspensión..... | 5-60 |
| Figura 5-49. | Factores de corrección horaria de caudales..... | 5-61 |
| Figura 5-50. | Factores de corrección horaria de sólidos en suspensión..... | 5-61 |
| Figura 5-51. | Variación horaria de caudal..... | 5-62 |
| Figura 5-52. | Variación horaria de sólidos en suspensión..... | 5-62 |
| Figura 5-53. | Esquema en alzado de la modelización del depósito-aliviadero..... | 5-63 |
| Figura 5-54. | Funcionamiento del depósito-aliviadero..... | 5-63 |

CAPÍTULO 6

| | | |
|--------------|--|------|
| Figura 6-1. | Polutograma de pH..... | 6-4 |
| Figura 6-2. | Polutograma de conductividad..... | 6-5 |
| Figura 6-3. | Polutograma de turbidez..... | 6-5 |
| Figura 6-4. | Polutogramas de sólidos totales..... | 6-5 |
| Figura 6-5. | Polutogramas de sólidos disueltos..... | 6-6 |
| Figura 6-6. | Polutogramas de sólidos en suspensión..... | 6-6 |
| Figura 6-7. | Polutograma de sólidos sedimentables..... | 6-6 |
| Figura 6-8. | Polutogramas de coliformes..... | 6-7 |
| Figura 6-9. | Polutogramas de nitrógeno..... | 6-7 |
| Figura 6-10. | Polutogramas de fósforo..... | 6-7 |
| Figura 6-11. | Polutogramas de DBO5 y DQO..... | 6-8 |
| Figura 6-12. | Polutogramas de carbono..... | 6-8 |
| Figura 6-13. | Polutogramas de aluminio..... | 6-12 |
| Figura 6-14. | Polutogramas de manganeso..... | 6-12 |
| Figura 6-15. | Polutogramas de hierro..... | 6-13 |
| Figura 6-16. | Polutogramas de níquel..... | 6-13 |
| Figura 6-17. | Polutogramas de cobre..... | 6-13 |
| Figura 6-18. | Polutogramas de zinc..... | 6-14 |
| Figura 6-19. | Polutogramas de arsénico..... | 6-14 |
| Figura 6-20. | Polutogramas de plomo..... | 6-14 |
| Figura 6-21. | Distribución de metales por fases..... | 6-16 |
| Figura 6-22. | Relaciones entre la turbidez y los sólidos en tiempo seco..... | 6-19 |
| Figura 6-23. | Relaciones entre la turbidez y los componentes orgánicos en tiempo seco..... | 6-19 |
| Figura 6-24. | Relaciones entre los sólidos en suspensión y los componentes orgánicos en tiempo seco..... | 6-19 |
| Figura 6-25. | Relación entre la DQO y la DBO5 en tiempo seco..... | 6-19 |

| | | |
|---------------|---|------|
| Figura 6-26. | Relaciones entre el carbono total y las demandas de oxígeno en tiempo seco..... | 6-19 |
| Figura 6-27. | Relación entre el NTK y el nitrógeno amoniacal en tiempo seco. | 6-19 |
| Figura 6-28. | Relación entre el pH y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco. | 6-20 |
| Figura 6-29. | Relación entre la conductividad y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco. | 6-20 |
| Figura 6-30. | Relación entre los sólidos sedimentables y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco. | 6-20 |
| Figura 6-31. | Relación entre la DBO5 y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco. | 6-20 |
| Figura 6-32. | Relación entre el carbono inorgánico y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco..... | 6-20 |
| Figura 6-33. | Relación entre la turbidez y los metales I en tiempo seco..... | 6-23 |
| Figura 6-34. | Relación entre la turbidez y los metales II en tiempo seco..... | 6-23 |
| Figura 6-35. | Relación entre sólidos totales y los metales I en tiempo seco..... | 6-23 |
| Figura 6-36. | Relación entre sólidos totales y los metales II en tiempo seco..... | 6-23 |
| Figura 6-37. | Relación entre sólidos fijos y los metales I en tiempo seco..... | 6-23 |
| Figura 6-38. | Relación entre sólidos fijos y los metales II en tiempo seco..... | 6-23 |
| Figura 6-39. | Relación entre sólidos sedimentables y los metales I en tiempo seco. | 6-24 |
| Figura 6-40. | Relación entre sólidos sedimentables y los metales II en tiempo seco. | 6-24 |
| Figura 6-41. | Relación entre NTK y los metales I en tiempo seco..... | 6-24 |
| Figura 6-42. | Relación entre NTK y los metales II en tiempo seco..... | 6-24 |
| Figura 6-43. | Relación entre DQO y los metales I en tiempo seco..... | 6-24 |
| Figura 6-44. | Relación entre DQO y los metales II en tiempo seco..... | 6-24 |
| Figura 6-45. | Relación entre carbono total y los metales I en tiempo seco. | 6-25 |
| Figura 6-46. | Relación entre carbono total y los metales II en tiempo seco..... | 6-25 |
| Figura 6-47. | Polutogramas de sólidos en suspensión del suceso SUC_021008..... | 6-29 |
| Figura 6-48. | Polutogramas de demanda de oxígeno del suceso SUC_021008. | 6-30 |
| Figura 6-49. | Polutogramas de metales del suceso SUC_021008. | 6-30 |
| Figura 6-50. | Curva de movilización de masa de ST. | 6-35 |
| Figura 6-51. | Curva de movilización de masa de SV. | 6-35 |
| Figura 6-52. | Curva de movilización de masa de SF. | 6-35 |
| Figura 6-53. | Curva de movilización de masa de SDT..... | 6-35 |
| Figura 6-54. | Curva de movilización de masa de SDV..... | 6-35 |
| Figura 6-55. | Curva de movilización de masa de SDF..... | 6-35 |
| Figura 6-56. | Curva de movilización de masa de SST..... | 6-36 |
| Figura 6-57. | Curva de movilización de masa de SSV..... | 6-36 |
| Figura 6-58. | Curva de movilización de masa de SSF..... | 6-37 |
| Figura 6-59. | Curva de movilización de masa de NTK..... | 6-37 |
| Figura 6-60. | Curva de movilización de masa de nitrógeno amoniacal. | 6-38 |
| Figura 6-61. | Curva de movilización de masa de fósforo total..... | 6-38 |
| Figura 6-62. | Curva de movilización de masa de fósforo disuelto. | 6-38 |
| Figura 6-63. | Curva de movilización de masa de DBO5..... | 6-39 |
| Figura 6-64. | Curva de movilización de masa de DQO total. | 6-39 |
| Figura 6-65. | Curva de movilización de masa de DQO no sedimentable. | 6-40 |
| Figura 6-66. | Curva de movilización de masa de DQO sedimentable. | 6-40 |
| Figura 6-67. | Curva de movilización de masa de carbono total..... | 6-41 |
| Figura 6-68. | Curva de movilización de masa de carbono inorgánico. | 6-41 |
| Figura 6-69. | Curva de movilización de masa de carbono orgánico..... | 6-41 |
| Figura 6-70. | Curva de movilización de masa de aluminio..... | 6-41 |
| Figura 6-71. | Curva de movilización de masa de cromo. | 6-41 |
| Figura 6-72. | Curva de movilización de masa de manganeso..... | 6-41 |
| Figura 6-73. | Curva de movilización de masa de hierro. | 6-42 |
| Figura 6-74. | Curva de movilización de masa de cobre. | 6-42 |
| Figura 6-75. | Curva de movilización de masa de zinc..... | 6-43 |
| Figura 6-76. | Curva de movilización de masa de plomo. | 6-43 |
| Figura 6-77. | Curva de movilización de masa de níquel. | 6-44 |
| Figura 6-78. | Curva de movilización de masa de arsénico..... | 6-44 |
| Figura 6-79. | Curva de movilización de masa de cadmio..... | 6-44 |
| Figura 6-80. | Curva de movilización de masa de mercurio. | 6-44 |
| Figura 6-81. | Curva de movilización de masa de hierro disuelto. | 6-44 |
| Figura 6-82. | Curva de movilización de masa de cobre disuelto. | 6-44 |
| Figura 6-83. | Curva de movilización de masa de zinc disuelto..... | 6-45 |
| Figura 6-84. | Curva de movilización de masa de plomo disuelto. | 6-45 |
| Figura 6-85. | Relaciones entre la turbidez y los sólidos en tiempo de lluvia..... | 6-50 |
| Figura 6-86. | Relaciones entre la turbidez y los componentes orgánicos en tiempo de lluvia. | 6-50 |
| Figura 6-87. | Relaciones entre los sólidos en suspensión y los componentes orgánicos en tiempo de lluvia..... | 6-51 |
| Figura 6-88. | Relaciones entre el carbono total y las demandas de oxígeno en tiempo de lluvia. | 6-51 |
| Figura 6-89. | Relación entre la DQO y la DBO5 en tiempo de lluvia. | 6-51 |
| Figura 6-90. | Relación entre el NTK y el nitrógeno amoniacal en tiempo de lluvia..... | 6-51 |
| Figura 6-91. | Relación entre el pH y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia..... | 6-51 |
| Figura 6-92. | Relación entre la conductividad y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia..... | 6-51 |
| Figura 6-93. | Relación entre los sólidos sedimentables y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia..... | 6-52 |
| Figura 6-94. | Relación entre la DBO5 y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia..... | 6-52 |
| Figura 6-95. | Relación entre el carbono inorgánico y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia. | 6-52 |
| Figura 6-96. | Relación entre la turbidez y los metales I en tiempo de lluvia. | 6-55 |
| Figura 6-97. | Relación entre la turbidez y los metales II en tiempo de lluvia. | 6-55 |
| Figura 6-98. | Relación entre sólidos totales y los metales I en tiempo de lluvia. | 6-55 |
| Figura 6-99. | Relación entre sólidos totales y los metales II en tiempo de lluvia. | 6-55 |
| Figura 6-100. | Relación entre sólidos volátiles y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-55 |
| Figura 6-101. | Relación entre sólidos volátiles y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-55 |

| | |
|--|------|
| Figura 6-102. Relación entre sólidos fijos y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-56 |
| Figura 6-103. Relación entre sólidos fijos y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-56 |
| Figura 6-104. Relación entre sólidos en suspensión totales y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-56 |
| Figura 6-105. Relación entre sólidos en suspensión totales y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-56 |
| Figura 6-106. Relación entre sólidos en suspensión volátiles y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-56 |
| Figura 6-107. Relación entre sólidos en suspensión volátiles y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-56 |
| Figura 6-108. Relación entre sólidos en suspensión fijos y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-57 |
| Figura 6-109. Relación entre sólidos en suspensión fijos y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-57 |
| Figura 6-110. Relación entre sólidos sedimentables y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-57 |
| Figura 6-111. Relación entre sólidos sedimentables y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-57 |
| Figura 6-112. Relación entre NTK y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-57 |
| Figura 6-113. Relación entre NTK y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-57 |
| Figura 6-114. Relación entre fósforo total y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-58 |
| Figura 6-115. Relación entre fósforo total y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-58 |
| Figura 6-116. Relación entre DQO y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-58 |
| Figura 6-117. Relación entre DQO y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-58 |
| Figura 6-118. Relación entre carbono total y los metales I en tiempo de lluvia..... | 6-58 |
| Figura 6-119. Relación entre carbono total y los metales II en tiempo de lluvia..... | 6-58 |
| Figura 6-120. Relación entre la concentración máxima de suceso de sólidos totales y la de sólidos en suspensión totales..... | 6-62 |
| Figura 6-121. Relación entre la concentración máxima de suceso de DQO y la de sólidos en suspensión totales..... | 6-62 |
| Figura 6-122. Relación entre la concentración máxima de suceso de DQO y la de DBO5..... | 6-62 |
| Figura 6-123. Relación entre la concentración máxima de suceso de NTK y la de sólidos disueltos totales..... | 6-62 |
| Figura 6-124. Relación entre la concentración máxima de suceso de nitrógeno amoniacal y la de NTK..... | 6-62 |
| Figura 6-125. Relación entre la concentración máxima de suceso de fósforo total y la DBO5..... | 6-62 |
| Figura 6-126. Relación entre la concentración media de suceso de sólidos totales y la de sólidos en suspensión totales..... | 6-63 |
| Figura 6-127. Relación entre la concentración media de suceso de DQO y la de sólidos en suspensión totales..... | 6-63 |
| Figura 6-128. Relación entre la concentración media de suceso de DBO5 y la de DQO..... | 6-63 |
| Figura 6-129. Relación entre la concentración media de suceso de NTK y la de sólidos disueltos totales..... | 6-63 |
| Figura 6-130. Relación entre la concentración media de suceso de nitrógeno amoniacal y la de NTK..... | 6-63 |
| Figura 6-131. Relación entre la carga movilizada por suceso de sólidos totales y la de sólidos en suspensión totales..... | 6-64 |
| Figura 6-132. Relación entre la concentración media de suceso de fósforo total y la de DBO5..... | 6-63 |
| Figura 6-133. Relación entre la carga movilizada por suceso de DQO y la de sólidos en suspensión totales..... | 6-64 |
| Figura 6-134. Relación entre la carga movilizada por suceso de DBO5 y la de DQO..... | 6-64 |
| Figura 6-135. Relación entre la carga movilizada por suceso de NTK y la de sólidos disueltos totales..... | 6-64 |
| Figura 6-136. Relación entre la carga movilizada por suceso de nitrógeno amoniacal y la de DBO5..... | 6-64 |
| Figura 6-137. Relación entre la carga movilizada por suceso de fósforo total y la de DBO5..... | 6-64 |
| Figura 6-138. Distribución lognormal para la concentración máxima de ST..... | 6-67 |
| Figura 6-139. Distribución lognormal para la concentración máxima de SV..... | 6-67 |
| Figura 6-140. Distribución lognormal para la concentración máxima de SF..... | 6-67 |
| Figura 6-141. Distribución lognormal para la concentración máxima de SDT..... | 6-67 |
| Figura 6-142. Distribución lognormal para la concentración máxima de SDV..... | 6-67 |
| Figura 6-143. Distribución lognormal para la concentración máxima de SDF..... | 6-67 |
| Figura 6-144. Distribución lognormal para la concentración máxima de SST..... | 6-68 |
| Figura 6-145. Distribución lognormal para la concentración máxima de SSV..... | 6-68 |
| Figura 6-146. Distribución lognormal para la concentración máxima de SSF..... | 6-68 |
| Figura 6-147. Distribución lognormal para la concentración máxima de NTK..... | 6-68 |
| Figura 6-148. Distribución lognormal para la concentración máxima de nitrógeno amoniacal..... | 6-68 |
| Figura 6-149. Distribución lognormal para la concentración máxima de fósforo total..... | 6-68 |
| Figura 6-150. Distribución lognormal para la concentración máxima de fósforo disuelto..... | 6-69 |
| Figura 6-151. Distribución lognormal para la concentración máxima de DBO5..... | 6-69 |
| Figura 6-152. Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO..... | 6-69 |
| Figura 6-153. Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO no sedimentable..... | 6-69 |
| Figura 6-154. Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO sedimentable..... | 6-69 |
| Figura 6-155. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de ST..... | 6-70 |
| Figura 6-156. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SV..... | 6-70 |
| Figura 6-157. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SF..... | 6-70 |
| Figura 6-158. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SDT..... | 6-70 |
| Figura 6-159. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SDV..... | 6-70 |
| Figura 6-160. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SDF..... | 6-70 |
| Figura 6-161. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SST..... | 6-71 |
| Figura 6-162. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SSV..... | 6-71 |
| Figura 6-163. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SSF..... | 6-71 |
| Figura 6-164. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de NTK..... | 6-71 |
| Figura 6-165. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de nitrógeno amoniacal..... | 6-71 |
| Figura 6-166. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de fósforo total..... | 6-71 |
| Figura 6-167. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de fósforo disuelto..... | 6-72 |
| Figura 6-168. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de DBO5..... | 6-72 |
| Figura 6-169. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de DQO..... | 6-72 |
| Figura 6-170. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de DQO no sedimentable..... | 6-72 |
| Figura 6-171. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de DQO sedimentable..... | 6-72 |
| Figura 6-172. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de ST..... | 6-73 |
| Figura 6-173. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SV..... | 6-73 |
| Figura 6-174. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SF..... | 6-73 |
| Figura 6-175. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SDT..... | 6-73 |
| Figura 6-176. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SDV..... | 6-73 |
| Figura 6-177. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SDF..... | 6-73 |

| | |
|--|-------|
| Figura 6-178. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SST. | 6-74 |
| Figura 6-179. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SSV. | 6-74 |
| Figura 6-180. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SSF. | 6-74 |
| Figura 6-181. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de NTK. | 6-74 |
| Figura 6-182. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de nitrógeno amoniacal. | 6-74 |
| Figura 6-183. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de fósforo total. | 6-74 |
| Figura 6-184. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de fósforo disuelto. | 6-75 |
| Figura 6-185. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de DBO5. | 6-75 |
| Figura 6-186. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de DQO. | 6-75 |
| Figura 6-187. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de DQO no sedimentable. | 6-75 |
| Figura 6-188. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de DQO sedimentable. | 6-75 |
| Figura 6-189. Comparación de concentraciones máximas de SST en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la primera etapa. | 6-81 |
| Figura 6-190. Comparación de concentraciones máximas de nitrógeno amoniacal en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la primera etapa. | 6-81 |
| Figura 6-191. Comparación de concentraciones máximas de DQO en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la primera etapa. | 6-82 |
| Figura 6-192. Comparación de concentraciones máximas de DBO5 en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la primera etapa. | 6-82 |
| Figura 6-193. Comparación de concentraciones máximas de SST en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la segunda etapa. | 6-85 |
| Figura 6-194. Comparación de concentraciones máximas de nitrógeno amoniacal en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la segunda etapa. | 6-86 |
| Figura 6-195. Comparación de concentraciones máximas de DQO en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la segunda etapa. | 6-86 |
| Figura 6-196. Comparación de concentraciones máximas de DBO5 en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la segunda etapa. | 6-86 |
| Figura 6-197. Comparación de concentraciones máximas de SST en todas las secciones durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-89 |
| Figura 6-198. Comparación de concentraciones máximas de nitrógeno amoniacal en todas las secciones durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-90 |
| Figura 6-199. Comparación de concentraciones máximas de DQO en todas las secciones durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-90 |
| Figura 6-200. Comparación de concentraciones máximas de DBO5 en todas las secciones durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-90 |
| Figura 6-201. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de SST durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-92 |
| Figura 6-202. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de nitrógeno amoniacal durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-92 |
| Figura 6-203. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de DQO durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-93 |
| Figura 6-204. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de DBO5 durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-93 |
| Figura 6-205. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de cobre durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-93 |
| Figura 6-206. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de zinc durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-94 |
| Figura 6-207. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de plomo durante los sucesos con vertido de la segunda etapa. | 6-94 |
| Figura 6-208. Comparación de SST por secciones. | 6-95 |
| Figura 6-209. Comparación de nitrógeno amoniacal por secciones. | 6-96 |
| Figura 6-210. Comparación de DQO por secciones. | 6-97 |
| Figura 6-211. Resultado de la simulación con los parámetros de partida. | 6-99 |
| Figura 6-212. Resultado de la calibración de caudales. | 6-103 |
| Figura 6-213. Caudal real y simulado de la calibración enfrentados. | 6-104 |
| Figura 6-214. Resultado de la validación de caudales. | 6-104 |
| Figura 6-215. Caudal real y simulado de la validación enfrentados. | 6-105 |
| Figura 6-216. Resultado de la calibración de concentración de SS. | 6-108 |
| Figura 6-217. Concentración de SS real y simulada de la calibración enfrentadas. | 6-109 |
| Figura 6-218. Resultado de la validación de concentración de SS. | 6-109 |
| Figura 6-219. Concentración de SS real y simulada de la validación enfrentadas. | 6-110 |
| Figura 6-220. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 1a. | 6-113 |
| Figura 6-221. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 1a. | 6-113 |
| Figura 6-222. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 2a. | 6-114 |
| Figura 6-223. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 2a. | 6-114 |
| Figura 6-224. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.47 del coeficiente de compuerta en el suceso 1a. | 6-116 |
| Figura 6-225. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.47 del coeficiente de compuerta en el suceso 1a. | 6-116 |
| Figura 6-226. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.47 del coeficiente de compuerta en el suceso 2a. | 6-117 |

| | |
|---|-------|
| Figura 6-227. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.47 del coeficiente de compuerta en el suceso 2a. | 6-117 |
| Figura 6-228. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 1b. | 6-119 |
| Figura 6-229. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 1b. | 6-119 |
| Figura 6-230. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 2b. | 6-120 |
| Figura 6-231. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 2b. | 6-120 |
| Figura 6-232. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.40 del coeficiente de compuerta en el suceso 1b. | 6-122 |
| Figura 6-233. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.40 del coeficiente de compuerta en el suceso 1b. | 6-122 |
| Figura 6-234. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.40 del coeficiente de compuerta en el suceso 2b. | 6-123 |
| Figura 6-235. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.40 del coeficiente de compuerta en el suceso 2b. | 6-123 |
| Figura 6-236. Volumen vertido en función del volumen del depósito para válvula de compuerta. | 6-125 |
| Figura 6-237. Número de reboses en función del volumen del depósito para válvula de compuerta. | 6-126 |
| Figura 6-238. Volumen vertido en función del volumen del depósito según los dos criterios estudiados. | 6-126 |
| Figura 6-239. Número de reboses en función del volumen del depósito según los dos criterios estudiados. | 6-127 |
| Figura 6-240. Volumen vertido en función del volumen del depósito para válvula tipo vórtice. | 6-129 |
| Figura 6-241. Número de reboses en función del volumen del depósito para válvula tipo vórtice. | 6-129 |
| Figura 6-242. Gráfico de diseño de depósitos-aliviadero con vórtice en función del caudal a EDAR. | 6-131 |
| Figura 6-243. Precipitación máxima media anual y máxima en 5 años para lluvias de distintas duraciones. | 6-132 |
| Figura 6-244. Curvas de Intensidad-Duración máxima media anual y máxima en 5 años. | 6-132 |
| Figura 6-245. Precipitación máxima anual de 1 hora. Bloques alternados. | 6-133 |
| Figura 6-246. Lluvia e hidrograma de diseño. | 6-133 |
| Figura 6-247. Hidrogramas y polutogramas de diseño para distintos intervalos de tiempo. | 6-134 |
| Figura 6-248. Hidrograma y polutograma de diseño. | 6-135 |
| Figura 6-249. Resultado de la simulación para un depósito de 50 m ³ /ha neta y relación entre volúmenes 0.5 con la compuerta totalmente abierta. | 6-136 |
| Figura 6-250. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta totalmente abierta. | 6-137 |
| Figura 6-251. Volumen total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta totalmente abierta. | 6-137 |
| Figura 6-252. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta semiabierta. | 6-138 |
| Figura 6-253. Volumen total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta totalmente abierta. | 6-138 |
| Figura 6-254. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de compuerta completamente abierta. | 6-140 |
| Figura 6-255. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de compuerta semiabierta. | 6-140 |
| Figura 6-256. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con la compuerta totalmente abierta. | 6-141 |
| Figura 6-257. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con la compuerta semiabierta. | 6-141 |
| Figura 6-258. Resultado de la simulación para un depósito de 50 m ³ /ha neta y relación entre volúmenes 0.5 con una válvula tipo vórtice de caudal 9.9 veces el caudal medio de tiempo seco. | 6-143 |
| Figura 6-259. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 2.5 veces el caudal de tiempo seco. | 6-144 |
| Figura 6-260. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 5 veces el caudal de tiempo seco. | 6-144 |
| Figura 6-261. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 7 veces el caudal de tiempo seco. | 6-145 |
| Figura 6-262. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 9.9 veces el caudal de tiempo seco. | 6-145 |
| Figura 6-263. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 14.3 veces el caudal de tiempo seco. | 6-146 |
| Figura 6-264. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 33.3 veces el caudal de tiempo seco. | 6-146 |
| Figura 6-265. Volumen total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y los distintos caudales máximos de válvula tipo vórtice. | 6-147 |
| Figura 6-266. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 2.5 qm. | 6-149 |
| Figura 6-267. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 5 qm. | 6-149 |
| Figura 6-268. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 7 qm. | 6-150 |
| Figura 6-269. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 9.9 qm. | 6-150 |
| Figura 6-270. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 14.3 qm. | 6-151 |

| | |
|--|-------|
| Figura 6-271. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 33.3 qm. | 6-151 |
| Figura 6-272. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 2.5 veces el caudal de tiempo seco. | 6-152 |
| Figura 6-273. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 5 veces el caudal de tiempo seco. | 6-152 |
| Figura 6-274. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 7 veces el caudal de tiempo seco. | 6-153 |
| Figura 6-275. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 9.9 veces el caudal de tiempo seco. | 6-153 |
| Figura 6-276. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 14.3 veces el caudal de tiempo seco. | 6-154 |
| Figura 6-277. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 33.3 veces el caudal de tiempo seco. | 6-154 |
| Figura 6-278. Ábaco para el cálculo del volumen específico en función de la intensidad crítica. | 6-169 |

CAPÍTULO 7

| | |
|--|------|
| Figura 7-1. Polutogramas de sólidos en suspensión. | 7-4 |
| Figura 7-2. Polutogramas de nitrógeno. | 7-4 |
| Figura 7-3. Polutogramas de DBO5 y DQO. | 7-5 |
| Figura 7-4. Polutogramas de manganeso. | 7-7 |
| Figura 7-5. Polutogramas de cobre. | 7-7 |
| Figura 7-6. Polutogramas de zinc. | 7-8 |
| Figura 7-7. Polutogramas de plomo. | 7-8 |
| Figura 7-8. Distribución de metales por fases. | 7-10 |
| Figura 7-9. Distribución de metales por fases en tiempo de lluvia. | 7-17 |
| Figura 7-10. Curva de movilización de masa de SST. | 7-18 |
| Figura 7-11. Curva de movilización de masa de nitrógeno amoniacal. | 7-18 |
| Figura 7-12. Curva de movilización de masa de DBO5. | 7-19 |
| Figura 7-13. Curva de movilización de masa de DQO total. | 7-19 |
| Figura 7-14. Curva de movilización de masa de hierro. | 7-19 |
| Figura 7-15. Curva de movilización de masa de cobre. | 7-19 |
| Figura 7-16. Curva de movilización de masa de zinc. | 7-19 |
| Figura 7-17. Curva de movilización de masa de plomo. | 7-19 |
| Figura 7-18. Equivalencia de las RAU en días de vertido de EDAR. | 7-23 |
| Figura 7-19. Equivalencia entre el vertido de un suceso y una población sin depuración. | 7-23 |
| Figura 7-20. Equivalencia del vertido del suceso SUC_021008 en población equivalente sin depuración. | 7-25 |
| Figura 7-21. Relación entre sólidos totales y los metales en tiempo de lluvia. | 7-26 |
| Figura 7-22. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de DQO. | 7-30 |
| Figura 7-23. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de DBO5. | 7-30 |
| Figura 7-24. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de COT. | 7-30 |
| Figura 7-25. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de NTK. | 7-30 |
| Figura 7-26. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de SST. | 7-30 |
| Figura 7-27. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de DQO. | 7-31 |
| Figura 7-28. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de DBO5. | 7-31 |
| Figura 7-29. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de COT. | 7-31 |
| Figura 7-30. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de NTK. | 7-31 |
| Figura 7-31. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de SST. | 7-31 |
| Figura 7-32. Sección transversal de propuesta de diseño con tanque fuera de línea mayor y con pendientes del tanque en línea más acusadas. | 7-33 |
| Figura 7-33. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de SST en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-34 |
| Figura 7-34. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de SST en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-34 |
| Figura 7-35. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de DQO en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-34 |
| Figura 7-36. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de DQO en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-34 |
| Figura 7-37. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de DBO5 en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-35 |
| Figura 7-38. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de DBO5 en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-35 |
| Figura 7-39. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de NTK en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-35 |
| Figura 7-40. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de NTK en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-35 |
| Figura 7-41. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de nitrógeno amoniacal en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-35 |
| Figura 7-42. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de nitrógeno amoniacal en las distintas secciones del depósito-aliviadero. | 7-35 |
| Figura 7-43. Comparación de caudal real y simulado. | 7-38 |
| Figura 7-44. Modelo de acumulación de SS en Canelón. | 7-40 |

| | |
|---|------|
| Figura 7-45. Comparación de concentraciones de SS reales y simuladas. | 7-41 |
| Figura 7-46. Volumen vertido y número de reboses en función del volumen del depósito para el caso de válvula de compuerta. | 7-43 |
| Figura 7-47. Volumen vertido y número de reboses en función del volumen del depósito para el caso de válvula tipo vórtice. | 7-44 |
| Figura 7-48. Comparación de volumen vertido y número de vertidos para las situaciones de válvula de compuerta y válvula tipo vórtice. | 7-45 |
| Figura 7-49. Gráfico de diseño de depósitos-aliviadero con vórtice en función del caudal a EDAR. | 7-46 |
| Figura 7-50. Resultado obtenido en Santander. | 7-47 |
| Figura 7-51. Comparación de los resultados obtenidos en Santiago y en Santander. | 7-47 |
| Figura 7-52. Hidrograma y polutograma de diseño. | 7-48 |
| Figura 7-53. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta semiabierta. | 7-49 |
| Figura 7-54. Masa total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 2.5 veces el caudal de tiempo seco. | 7-50 |

ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO 3

| | | |
|-------------|--|-------|
| Tabla 3-1. | Fuentes de contaminación de las aguas de escorrentía. | 3-8 |
| Tabla 3-2. | Contaminación del agua de lluvia (Thomas, P. R.; 1993). | 3-9 |
| Tabla 3-3. | Aportación de contaminantes según fuentes. | 3-12 |
| Tabla 3-4. | Características de la escorrentía superficial urbana (US-EPA, 1983; tomada de Novotny, V.; 1992). | 3-13 |
| Tabla 3-5. | Cargas de contaminación en la escorrentía superficial urbana (kg/ha.año) (Marsalek, J.; 1978). | 3-14 |
| Tabla 3-6. | Fracciones de diferentes contaminantes presentes en el polvo y suciedad acumulados en una cuenca urbana de Santander (Cano, A.; 1996). | 3-16 |
| Tabla 3-7. | Contaminación asociada con polvo y suciedad en cuencas (citada en Novotny and Chesters, 1981). | 3-16 |
| Tabla 3-8. | Resultados de contaminación de la escorrentía superficial urbana. (EPA, 1983). | 3-18 |
| Tabla 3-9. | Comparación de concentraciones en los RAU y los efluentes secundarios. | 3-20 |
| Tabla 3-10. | Valores encontrados en la literatura de concentraciones en los reboses de redes unitarias en tiempo de lluvia. | 3-20 |
| Tabla 3-11. | Metales de importancia en depuración de aguas residuales (Metcalf-Eddy, 2002). | 3-23 |
| Tabla 3-12. | Valores para el control de vertido a la red de alcantarillado con proceso biológico en la EDAR. | 3-23 |
| Tabla 3-13. | Umbral de concentración de contaminantes que inhiben el proceso de fangos activados (Metcalf and Eddy, 1995). | 3-24 |
| Tabla 3-14. | Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria. | 3-25 |
| Tabla 3-15. | Valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones extranjeras. | 3-26 |
| Tabla 3-16. | Valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones nacionales. | 3-27 |
| Tabla 3-17. | Contaminantes prioritarios detectados en al menos un 40% de las muestras del NURP. | 3-29 |
| Tabla 3-18. | Clasificación de los metales según su toxicidad y su disponibilidad. | 3-32 |
| Tabla 3-19. | Resultados obtenidos en la cuenca de Santiago Este (Cagiao, J.; 2002). | 3-41 |
| Tabla 3-20. | Factores multiplicadores de masas entre tiempo seco y tiempo de lluvia. | 3-42 |
| Tabla 3-21. | Análisis de valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos en todas las cuencas piloto. | 3-44 |
| Tabla 3-22. | Análisis de valores medios de las CMS obtenidos en todas las cuencas piloto caracterizadas en el PROMEDSU. | 3-46 |
| Tabla 3-23. | Valores medios de los coeficientes de forma de las curvas de movilización de masas. | 3-47 |
| Tabla 3-24. | Valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en tanto por uno de masa asignada a escorrentía. | 3-48 |
| Tabla 3-25. | Valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en masa por unidad de superficie. | 3-49 |
| Tabla 3-26. | Resumen de concentraciones en tiempo seco. | 3-59 |
| Tabla 3-27. | Resumen de caudales en las distintas secciones. | 3-59 |
| Tabla 3-28. | Resumen de volúmenes que atraviesan la sección durante los sucesos. | 3-59 |
| Tabla 3-29. | Resumen de registros de la sonda multiparamétrica durante los sucesos. | 3-60 |
| Tabla 3-30. | Resumen de los análisis realizados sobre las muestras tomadas en la sección de entrada. | 3-61 |
| Tabla 3-31. | Resumen de los análisis realizados sobre las muestras tomadas en el depósito fuera de línea. | 3-61 |
| Tabla 3-32. | Resumen de los análisis realizados sobre las muestras tomadas en la sección de salida hacia EDAR. | 3-62 |
| Tabla 3-33. | Resumen de los análisis realizados sobre las muestras tomadas en la sección de salida hacia medio receptor. | 3-62 |
| Tabla 3-34. | Resumen de masas totales movilizadas por los sucesos. | 3-63 |
| Tabla 3-35. | Resumen de porcentajes de masa asignado a escorrentía. | 3-63 |
| Tabla 3-36. | Resumen de masas movilizadas por unidad de superficie de cuenca. | 3-63 |
| Tabla 3-37. | Resumen de flujos máxicos instantáneos. | 3-63 |
| Tabla 3-38. | Técnicas blandas de gestión de la escorrentía urbana. | 3-66 |
| Tabla 3-39. | Ventajas e inconvenientes del control y tratamiento local. | 3-71 |
| Tabla 3-40. | Ventajas e inconvenientes del control de entradas en origen. | 3-72 |
| Tabla 3-41. | Ventajas e inconvenientes de la retención o detención en el lugar. | 3-77 |
| Tabla 3-42. | Ventajas e inconvenientes de la detención en línea. | 3-79 |
| Tabla 3-43. | Grupos de inclinación en función de la pendiente del terreno. | 3-107 |
| Tabla 3-44. | Coefficientes de dilución en varias ciudades alemanas. | 3-123 |
| Tabla 3-45. | Índice de sensibilidad. | 3-129 |
| Tabla 3-46. | Valores de los factores de decantación y de primer lavado. | 3-131 |
| Tabla 3-47. | Ventajas e inconvenientes en función del tipo de depósito. | 3-138 |
| Tabla 3-48. | Resultados de los análisis de contaminación del estudio de la red unitaria de Busnau. | 3-140 |
| Tabla 3-49. | Factor adimensional aT. | 3-144 |
| Tabla 3-50. | Tiempo de retención mínimo. | 3-144 |
| Tabla 3-51. | Clasificación de las estructuras según las distintas legislaciones. | 3-149 |
| Tabla 3-52. | Criterios de diseño según las distintas legislaciones. | 3-150 |

CAPÍTULO 4

| | | |
|------------|--|------|
| Tabla 4-1. | Capacidad de almacenamiento del depósito-aliviadero de Cancelón. | 4-16 |
| Tabla 4-2. | Concentraciones y flujos contaminantes máximos para varias intensidades de lluvia en diferentes épocas del año (Gupta et al., 1996). | 4-36 |
| Tabla 4-3. | Rangos de valores del parámetro "a" (Saget et al., 1996). | 4-38 |
| Tabla 4-4. | Secciones de conducto definidas por el SWMM. | 4-62 |

CAPÍTULO 5

| | | |
|-------------|--|------|
| Tabla 5-1. | Características del almacenamiento de la información..... | 5-3 |
| Tabla 5-2. | Ficheros pluviómetro (intervalo total: 21/02/02 6:55 a 24/02/03 19:42)..... | 5-4 |
| Tabla 5-3. | Ficheros sonda multiparamétrica (intervalo total: 04/04/02 18:35 a 26/02/03 11:35)..... | 5-5 |
| Tabla 5-4. | Ficheros caudalímetro SG1 (intervalo total: 19/02/02 17:29 a 26/02/03 12:22)..... | 5-6 |
| Tabla 5-5. | Ficheros caudalímetro SG2 (intervalo total: 20/02/02 13:59 a 26/07/02 16:38)..... | 5-7 |
| Tabla 5-6. | Ficheros caudalímetro SG3 (intervalo total: 26/02/02 19:43 a 26/02/03 11:29)..... | 5-8 |
| Tabla 5-7. | Ficheros ultrasonido US1 (intervalo total: 21/02/02 7:09 a 26/02/03 12:07)..... | 5-9 |
| Tabla 5-8. | Ficheros ultrasonido US2 (intervalo total: 21/02/02 7:18 a 26/02/03 12:19)..... | 5-10 |
| Tabla 5-9. | Ficheros ultrasonido US3 (intervalo total: 11/03/02 13:42 a 26/02/03 12:14)..... | 5-11 |
| Tabla 5-10. | Valores y coeficientes característicos de caudales en tiempo seco según la categoría..... | 5-15 |
| Tabla 5-11. | Valores y coeficiente característicos de caudales en tiempo seco..... | 5-16 |
| Tabla 5-12. | Valores y coeficientes característicos de temperatura en tiempo seco según la categoría..... | 5-19 |
| Tabla 5-13. | Valores y coeficientes característicos de pH en tiempo seco según la categoría..... | 5-19 |
| Tabla 5-14. | Valores y coeficientes característicos de conductividad en tiempo seco según la categoría..... | 5-19 |
| Tabla 5-15. | Valores y coeficiente característicos de temperatura en tiempo seco..... | 5-20 |
| Tabla 5-16. | Valores y coeficiente característicos de pH en tiempo seco..... | 5-20 |
| Tabla 5-17. | Valores y coeficiente característicos de conductividad en tiempo seco..... | 5-21 |
| Tabla 5-18. | Medias ponderadas a caudal de sólidos disueltos totales..... | 5-23 |
| Tabla 5-19. | Valores y coeficientes característicos de sólidos disueltos totales en tiempo seco..... | 5-23 |
| Tabla 5-20. | Medias ponderadas a caudal de sólidos en suspensión totales..... | 5-24 |
| Tabla 5-21. | Valores y coeficientes característicos de sólidos en suspensión totales en tiempo seco..... | 5-24 |
| Tabla 5-22. | Medias ponderadas a caudal de coliformes totales..... | 5-25 |
| Tabla 5-23. | Valores y coeficientes característicos de coliformes totales en tiempo seco..... | 5-25 |
| Tabla 5-24. | Medias ponderadas a caudal de coliformes fecales..... | 5-26 |
| Tabla 5-25. | Valores y coeficientes característicos de coliformes fecales en tiempo seco..... | 5-26 |
| Tabla 5-26. | Medias ponderadas a caudal de NTK..... | 5-27 |
| Tabla 5-27. | Valores y coeficientes característicos de NTK en tiempo seco..... | 5-27 |
| Tabla 5-28. | Medias ponderadas a caudal de nitrógeno amoniacal..... | 5-28 |
| Tabla 5-29. | Valores y coeficientes característicos de nitrógeno amoniacal en tiempo seco..... | 5-28 |
| Tabla 5-30. | Medias ponderadas a caudal de DBO5..... | 5-29 |
| Tabla 5-31. | Valores y coeficientes característicos de DBO5 en tiempo seco..... | 5-29 |
| Tabla 5-32. | Medias ponderadas a caudal de DQO total..... | 5-30 |
| Tabla 5-33. | Valores y coeficientes característicos de DQO total en tiempo seco..... | 5-30 |
| Tabla 5-34. | Medias ponderadas a caudal de cobre total..... | 5-31 |
| Tabla 5-35. | Valores y coeficientes característicos de cobre total en tiempo seco..... | 5-31 |
| Tabla 5-36. | Medias ponderadas a caudal de cobre disuelto..... | 5-32 |
| Tabla 5-37. | Valores y coeficientes característicos de cobre disuelto en tiempo seco..... | 5-32 |
| Tabla 5-38. | Medias ponderadas a caudal de cobre particulado..... | 5-33 |
| Tabla 5-39. | Valores y coeficientes característicos de cobre particulado en tiempo seco..... | 5-33 |
| Tabla 5-40. | Medias ponderadas a caudal de zinc total..... | 5-34 |
| Tabla 5-41. | Valores y coeficientes característicos de zinc total en tiempo seco..... | 5-34 |
| Tabla 5-42. | Medias ponderadas a caudal de zinc disuelto..... | 5-35 |
| Tabla 5-43. | Valores y coeficientes característicos de zinc disuelto en tiempo seco..... | 5-35 |
| Tabla 5-44. | Medias ponderadas a caudal de zinc particulado..... | 5-36 |
| Tabla 5-45. | Valores y coeficientes característicos de zinc particulado en tiempo seco..... | 5-36 |
| Tabla 5-46. | Medias ponderadas a caudal de plomo total..... | 5-37 |
| Tabla 5-47. | Valores y coeficientes característicos de plomo total en tiempo seco..... | 5-37 |
| Tabla 5-48. | Medias ponderadas a caudal de plomo disuelto..... | 5-38 |
| Tabla 5-49. | Valores y coeficientes característicos de plomo disuelto en tiempo seco..... | 5-38 |
| Tabla 5-50. | Medias ponderadas a caudal de plomo particulado..... | 5-39 |
| Tabla 5-51. | Valores y coeficientes característicos de plomo particulado en tiempo seco..... | 5-39 |
| Tabla 5-52. | Balance de sucesos durante la primera etapa..... | 5-42 |
| Tabla 5-53. | Sucesos registrados en la primera etapa..... | 5-43 |
| Tabla 5-54. | Balance de sucesos durante la segunda etapa..... | 5-43 |
| Tabla 5-55. | Sucesos registrados en la segunda etapa..... | 5-44 |
| Tabla 5-56. | Métodos de análisis para la determinación de las propiedades físicas y de agregación..... | 5-47 |
| Tabla 5-57. | Métodos de análisis para la determinación de los componentes orgánicos..... | 5-47 |
| Tabla 5-58. | Métodos de análisis para la determinación de los constituyentes inorgánicos..... | 5-48 |
| Tabla 5-59. | Métodos de análisis para la determinación de los indicadores microbiológicos..... | 5-48 |
| Tabla 5-60. | Datos de evaporación media de la estación meteorológica de Lavacolla..... | 5-50 |
| Tabla 5-61. | Granulometría de sólidos en suspensión..... | 5-60 |

CAPÍTULO 6

| | | |
|------------|--|------|
| Tabla 6-1. | Valores y coeficientes característicos de los contaminantes tradicionales para los días laborables..... | 6-3 |
| Tabla 6-2. | Valores y coeficientes característicos de los contaminantes tradicionales para los días festivos..... | 6-4 |
| Tabla 6-3. | Valores y coeficientes característicos de los contaminantes tradicionales para todos los días..... | 6-9 |
| Tabla 6-4. | Medias ponderadas a caudal de los contaminantes tradicionales..... | 6-9 |
| Tabla 6-5. | Composición típica de agua residual doméstica bruta (Metcalf-Eddy, 1985) (todas las unidades en mg/L menos los Sólidos Sedimentables)..... | 6-10 |

| | | |
|-------------|---|-------|
| Tabla 6-6. | Contenido de contaminantes tradicionales medios en la cuenca de Cancelón. | 6-10 |
| Tabla 6-7. | Valores y coeficientes característicos de metales para los días laborables. | 6-11 |
| Tabla 6-8. | Valores y coeficientes característicos de metales para los días festivos. | 6-11 |
| Tabla 6-9. | Valores y coeficientes característicos de metales para todos los días | 6-15 |
| Tabla 6-10. | Medias ponderadas a caudal de metales. | 6-16 |
| Tabla 6-11. | Contenido en metales típico de aguas residuales domésticas (Henze, M.; 1995) | 6-17 |
| Tabla 6-12. | Contenido en metales medio en las aguas residuales de la cuenca de Cancelón. | 6-17 |
| Tabla 6-13. | Matriz de correlación de contaminantes tradicionales en tiempo seco. | 6-18 |
| Tabla 6-14. | Matriz de correlación de metales en tiempo seco. | 6-22 |
| Tabla 6-15. | Resumen de caudales máximo, mínimo y medio durante los sucesos muestreados. | 6-26 |
| Tabla 6-16. | Resumen de volúmenes que pasan por la sección aguas abajo de la cuenca de Cancelón | 6-27 |
| Tabla 6-17. | Resumen de los valores medidos por la sonda multiparamétrica durante los sucesos. | 6-27 |
| Tabla 6-18. | Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados. | 6-28 |
| Tabla 6-19. | Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados. | 6-28 |
| Tabla 6-20. | Relaciones de interés entre concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados. | 6-31 |
| Tabla 6-21. | Concentraciones medias de suceso de los contaminantes tradicionales. | 6-32 |
| Tabla 6-22. | Concentraciones medias de suceso de los metales. | 6-32 |
| Tabla 6-23. | Relaciones de interés entre CMS de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados. | 6-33 |
| Tabla 6-24. | Coeficientes "a" del análisis de movilización de masas para los contaminantes tradicionales. | 6-33 |
| Tabla 6-25. | Coeficientes "a" del análisis de movilización de masas para los metales. | 6-34 |
| Tabla 6-26. | Flujos máxicos instantáneos máximos de los sucesos muestreados para los contaminantes tradicionales. | 6-45 |
| Tabla 6-27. | Flujos máxicos instantáneos máximos de los sucesos muestreados para los metales. | 6-46 |
| Tabla 6-28. | Masas de contaminantes tradicionales movilizadas por los sucesos muestreados. | 6-46 |
| Tabla 6-29. | Masas de metales movilizadas por los sucesos muestreados. | 6-47 |
| Tabla 6-30. | % de la masa de contaminantes tradicionales movilizada en los sucesos que se asocia a la escorrentía. | 6-47 |
| Tabla 6-31. | % de la masa de metales movilizada en los sucesos que se asocia a la escorrentía. | 6-48 |
| Tabla 6-32. | Masas de contaminantes tradicionales movilizadas por unidad de superficie por los sucesos muestreados. | 6-49 |
| Tabla 6-33. | Masas de metales movilizadas por unidad de superficie por los sucesos muestreados. | 6-49 |
| Tabla 6-34. | Matriz de correlación de contaminantes tradicionales en tiempo de lluvia. | 6-50 |
| Tabla 6-35. | Matriz de correlación de metales en tiempo de lluvia. | 6-54 |
| Tabla 6-36. | Matriz de correlación de concentraciones máximas de suceso en tiempo de lluvia. | 6-60 |
| Tabla 6-37. | Matriz de correlación de concentraciones media de suceso en tiempo de lluvia. | 6-60 |
| Tabla 6-38. | Matriz de correlación de cargas movilizadas por sucesos en tiempo de lluvia. | 6-61 |
| Tabla 6-39. | Ecuaciones de regresión lineal simple para sucesos en tiempo de lluvia. | 6-61 |
| Tabla 6-40. | Ecuaciones de regresión lineal multivariable para sucesos en tiempo de lluvia. | 6-66 |
| Tabla 6-41. | Estadísticos de ajuste para las concentraciones máximas. | 6-76 |
| Tabla 6-42. | Estadísticos de ajuste para las CMS. | 6-76 |
| Tabla 6-43. | Estadísticos de ajuste para las cargas movilizadas. | 6-77 |
| Tabla 6-44. | Resumen de caudales máximo, mínimo y medio durante los sucesos muestreados en la primera etapa en las distintas secciones. | 6-78 |
| Tabla 6-45. | Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la primera etapa en la sección de entrada. | 6-79 |
| Tabla 6-46. | Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la primera etapa en la sección de entrada. | 6-79 |
| Tabla 6-47. | Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la primera etapa en la sección de salida hacia EDAR. | 6-80 |
| Tabla 6-48. | Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la primera etapa en la sección de salida hacia EDAR. | 6-80 |
| Tabla 6-49. | Resumen de caudales máximo, mínimo y medio durante los sucesos muestreados en la segunda etapa en las distintas secciones. | 6-83 |
| Tabla 6-50. | Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de entrada. | 6-84 |
| Tabla 6-51. | Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de entrada. | 6-84 |
| Tabla 6-52. | Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de salida hacia EDAR. | 6-85 |
| Tabla 6-53. | Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de salida hacia medio receptor. | 6-87 |
| Tabla 6-54. | Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de salida hacia medio receptor. | 6-87 |
| Tabla 6-55. | Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de tanque fuera de línea. | 6-88 |
| Tabla 6-56. | Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección del tanque fuera de línea. | 6-89 |
| Tabla 6-57. | Concentraciones medias de vertido de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa. | 6-91 |
| Tabla 6-58. | Concentraciones medias de vertido de metales en los sucesos muestreados en la segunda etapa. | 6-91 |
| Tabla 6-59. | Ajuste de volumen variando las impermeabilidades. | 6-101 |
| Tabla 6-60. | Valores de partida e intervalo de variación de los parámetros de calibración hidráulica introducidos en el PEST. | 6-101 |
| Tabla 6-61. | Resultados de la optimización de los parámetros de calibración de hidráulica con el PEST. | 6-102 |
| Tabla 6-62. | Error cometido en la calibración | 6-103 |
| Tabla 6-63. | Error cometido en la validación | 6-105 |
| Tabla 6-64. | Valores de partida e intervalo de variación de los parámetros de calibración de contaminación introducidos en el PEST. | 6-106 |
| Tabla 6-65. | Resultados de la optimización de los parámetros de contaminación con el PEST. | 6-106 |
| Tabla 6-66. | Error cometido en la calibración de la contaminación | 6-108 |

| | | |
|-------------|--|-------|
| Tabla 6-67. | Error cometido en la validación de la contaminación..... | 6-110 |
| Tabla 6-68. | Optimización del valor del coeficiente de compuerta para la compuerta totalmente abierta. | 6-115 |
| Tabla 6-69. | Optimización del valor del coeficiente de compuerta para la compuerta semiabierta. | 6-121 |
| Tabla 6-70. | Datos de precipitación en la Estación Meteorológica de Sergude. | 6-124 |
| Tabla 6-71. | Volumen y masa de DQO vertidos al medio receptor a través de la EDAR y el rebose para los casos de válvula de compuerta estudiados. | 6-128 |
| Tabla 6-72. | Volumen y masa de DQO vertidos al medio receptor a través de la EDAR y el rebose para los casos de válvula tipo vórtice estudiados. | 6-130 |
| Tabla 6-73. | Probabilidades asociadas a las distintas concentraciones máximas de SST..... | 6-135 |
| Tabla 6-74. | Rendimientos en cuanto a volumen retenido con válvula de compuerta. | 6-139 |
| Tabla 6-75. | Rendimientos en cuanto a eliminación de contaminación con válvula de compuerta. | 6-139 |
| Tabla 6-76. | Rendimientos en cuanto a volumen retenido con válvula tipo vórtice. | 6-147 |
| Tabla 6-77. | Rendimientos en cuanto a eliminación de contaminación con válvula tipo vórtice..... | 6-148 |
| Tabla 6-78. | Índice de sensibilidad. | 6-165 |
| Tabla 6-79. | Factor adimensional aT. | 6-170 |

CAPÍTULO 7

| | | |
|-------------|--|------|
| Tabla 7-1. | Coeficientes característicos y medias ponderadas a caudal de los contaminantes tradicionales..... | 7-6 |
| Tabla 7-2. | Coeficientes característicos y medias ponderadas a caudal de metales. | 7-9 |
| Tabla 7-3. | Comparación de valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos en la cuenca piloto de Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU. | 7-11 |
| Tabla 7-4. | Relaciones de interés entre concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados..... | 7-12 |
| Tabla 7-5. | Comparación de valores medios de las CMS obtenidos en la cuenca piloto de Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU. | 7-14 |
| Tabla 7-6. | Relaciones de interés entre CMS de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados..... | 7-15 |
| Tabla 7-7. | Comparación de la media de las concentraciones medias de suceso con la concentración media de tiempo seco de los contaminantes tradicionales en la cuenca de Cancelón..... | 7-16 |
| Tabla 7-8. | Comparación de la media de las concentraciones medias de suceso con la concentración media de tiempo seco de los metales en la cuenca de Cancelón..... | 7-16 |
| Tabla 7-9. | Comparación de valores medios de los coeficientes de forma de las curvas de movilización de masas de Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU. | 7-18 |
| Tabla 7-10. | Comparación de valores medios de masa asignada a escorrentía (en tanto por uno) obtenidos en Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU..... | 7-20 |
| Tabla 7-11. | Comparación de valores medios de masa por unidad de superficie movilizadas obtenidos en Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU. | 7-21 |
| Tabla 7-12. | Volumen vertido al año con distintos aliviaderos..... | 7-22 |
| Tabla 7-13. | Masas vertidas al medio receptor con distintos aliviaderos durante un año..... | 7-22 |
| Tabla 7-14. | Equivalencia de días de vertido de EDAR..... | 7-22 |
| Tabla 7-15. | Volumen vertido con distintos aliviaderos durante el suceso SUC_021008..... | 7-24 |
| Tabla 7-16. | Masas vertidas al medio receptor con distintos aliviaderos durante el suceso SUC_021008. | 7-24 |
| Tabla 7-17. | Población-equivalente al vertido del suceso SUC_021008. | 7-24 |
| Tabla 7-18. | Ecuaciones de regresión lineal para concentraciones máximas de sucesos en tiempo de lluvia..... | 7-27 |
| Tabla 7-19. | Ecuaciones de regresión lineal para CMS de sucesos en tiempo de lluvia. | 7-27 |
| Tabla 7-20. | Ecuaciones de regresión lineal para carga movilizadas de sucesos en tiempo de lluvia..... | 7-28 |
| Tabla 7-21. | Estadísticos de ajuste para las concentraciones máximas. | 7-28 |
| Tabla 7-22. | Estadísticos de ajuste para las CMS..... | 7-29 |
| Tabla 7-23. | Estadísticos de ajuste para las cargas movilizadas..... | 7-29 |
| Tabla 7-24. | Resultados del proceso de calibración del modelo hidráulico de Cancelón con el PEST. | 7-36 |
| Tabla 7-25. | Resultados del proceso de calibración del modelo hidráulico de Santiago Este con el PEST. | 7-37 |
| Tabla 7-26. | Error en la calibración y validación del modelo hidráulico de Cancelón..... | 7-37 |
| Tabla 7-27. | Resultados del proceso de calibración del modelo de contaminación de Cancelón con el PEST..... | 7-39 |
| Tabla 7-28. | Valores de los parámetros de contaminación adoptados en Cancelón y Santiago Este tras la calibración..... | 7-39 |
| Tabla 7-29. | Error en la calibración y validación del modelo hidráulico de Cancelón..... | 7-40 |
| Tabla 7-30. | Comparación de volúmenes de almacenamiento de diseño según las distintas normativas europeas..... | 7-50 |
| Tabla 7-31. | Comparación de volúmenes vertidos y número de vertidos según las distintas normativas europeas..... | 7-51 |
| Tabla 7-32. | Porcentaje de masas vertidas al medio receptor según su origen con la hipótesis de aliviadero..... | 7-53 |



CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

ÍNDICE CAPÍTULO 1

| | | |
|------|--|-----|
| 1.1. | INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE REDES DE SANEAMIENTO UNITARIAS EN TIEMPO DE LLUVIA | 1-3 |
|------|--|-----|

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE REDES DE SANEAMIENTO UNITARIAS EN TIEMPO DE LLUVIA

Los elementos básicos de un sistema de saneamiento y drenaje urbano con red unitaria se muestran en la figura siguiente. Los componentes principales que se pueden identificar son: cuenca de drenaje, redes de alcantarillado, estación depuradora de aguas residuales (EDAR) y masas de agua receptoras.

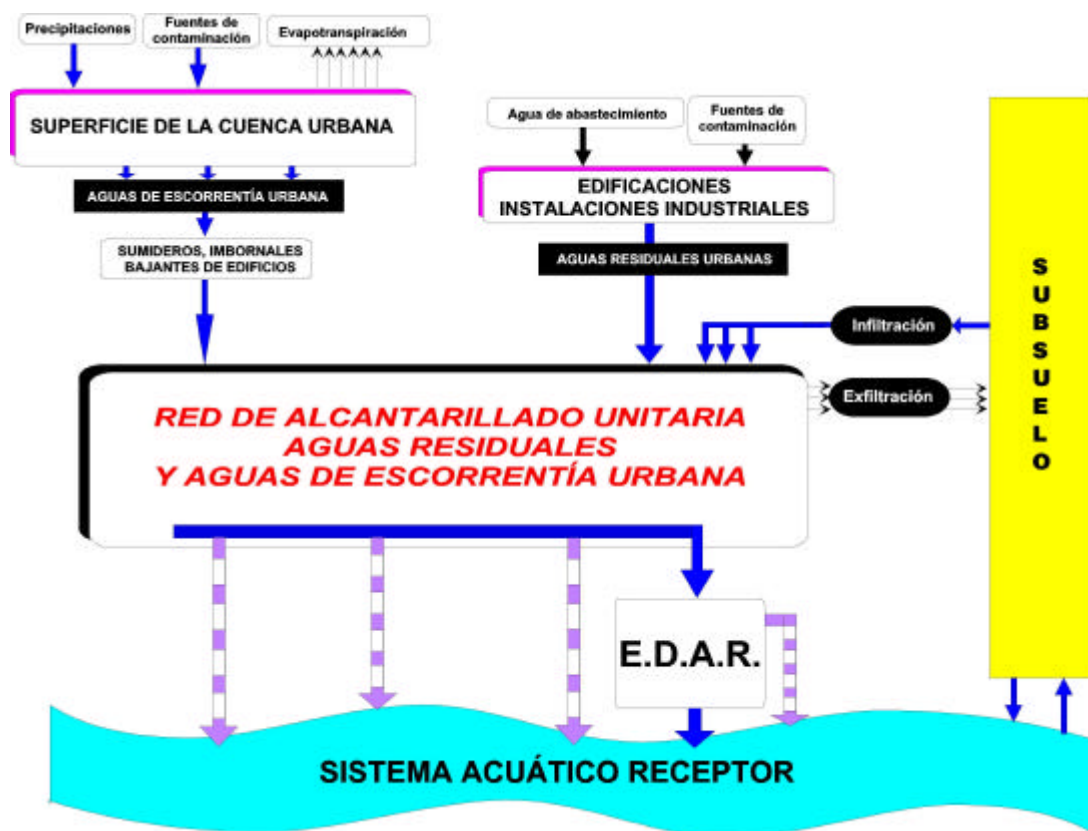


Figura 1-1. Componentes de un sistema de saneamiento unitario.

En tiempo de lluvia las redes unitarias deben transportar, además de las aguas residuales de tiempo seco, las aguas de escorrentía superficial. Tradicionalmente, la red de saneamiento se ha dimensionado para transportar hacia un determinado punto (generalmente hacia una EDAR) el caudal de agua residual y el caudal de pluviales correspondiente a una lluvia con un determinado periodo de retorno. Cuando la lluvia genera un caudal de agua que la red no puede transportar se hace necesario verterlo al medio receptor mediante aliviaderos, o almacenarlo temporalmente en depósitos en la propia red. El conjunto de estos aliviaderos y depósitos, situados aguas arriba de la EDAR, determinan las cargas hidráulicas y de contaminación que llegarán a la depuradora y el impacto que se producirá sobre el medio receptor.

Históricamente, el criterio de diseño de los aliviaderos en una solución de saneamiento se ha basado en la dilución. La hipótesis básica de este método es que

las aguas de lluvia procedentes de la cuenca están limpias. De hecho se las ha denominado “aguas blancas”. Hoy en día es sabido que las “aguas blancas” no son tales y que la carga de contaminación movilizada en las mismas, que es aportada al medio receptor durante los vertidos de tiempo de lluvia, es muy importante.

Los primeros esfuerzos en depuración de aguas residuales se centraron en el control de los vertidos puntuales de origen urbano e industrial. Después de un fuerte desarrollo en sistemas de tratamiento se comprobó que en muchos países la calidad de las aguas no era todavía satisfactoria (Ellis, J. B.; 1991). Se observó que una gran parte del problema era originado por los vertidos intermitentes que se producían durante y después de las lluvias desde los alcantarillados unitarios de los núcleos urbanos. Este tipo de vertidos se denominan “reboses de alcantarillado unitario” (RAU), “descargas de sistemas unitarios” (DSU), “alivios de tormenta” (CHN, 1995), o “Combined Sewer Overflows” (CSO), en la literatura anglosajona. Fue en EEUU donde por primera vez se reconoció la importancia de este problema en la “Federal Water Control Act Amendments” de 1972. Después de años de estudios de caracterización de este tipo de sucesos se propusieron las medidas de control pertinentes y se comprobó el elevado coste económico que suponía minorar la contaminación que era vertida al medio acuático a través de este tipo de vertidos (“Cost Methodology of Combined Sewer Overflows and Storm Discharges”, EPA-430/9-79-003). A pesar de que desde esos años se llevan invertidos muchos recursos en el conocimiento y control del problema todavía hoy sigue siendo una de las principales causas de contaminación del agua (Moffa, P. E., 1990; Malgrat, P., 1995; Novotny, V., 1997).

En Europa el control de la contaminación del agua de origen urbano siguió pautas similares a las de EEUU y concluyó también, al término de la década de los 80, que la eliminación o minimización de los reboses de los sistemas unitarios debía considerarse como objetivo prioritario en los planes de saneamiento y mejora de la calidad del agua de los sistemas acuáticos (Ellis, J. B.; 1991). La Directiva 91/271 sobre tratamiento de aguas residuales es, sin embargo, poco explícita en relación con este problema. Sólo cita de forma genérica que todo tipo de agua que entre en una red unitaria deberá ser tratada y cita de forma explícita la necesidad de minimizar los vertidos de las aguas de tormenta. Deja a los estados miembros la libertad de limitar la contaminación del agua de los reboses mediante el establecimiento de una determinada dilución en el momento del vertido o la imposición de un número máximo de reboses al año (Valirón, F.; Tabuchi, J.; 1992).

En España, en donde predomina el alcantarillado unitario, el problema es evidente pero no se empezó a analizar hasta la década de los ochenta. Los primeros estudios de caracterización de la contaminación de las aguas de escorrentía fueron llevados a cabo por Hontoria y Hernández (1983) en pequeñas cuencas piloto en calles de Madrid. Cabe destacar el “workshop” realizado en Benicassim en 1995, en el que se puso de manifiesto la importancia de este problema (Malgrat, P.; 1995). Asimismo, a partir de comienzos de los años noventa se comenzaron a realizar estudios en las Escuelas de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de Cantabria, la Universidad de La Coruña y la Politécnica de Cataluña, orientados a la caracterización de sucesos de lluvia en redes de alcantarillado unitario y a la modelización de la contaminación en tiempo de lluvia en las redes de alcantarillado. En la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento (AEAS) el “Grupo Avanzado de Drenaje Urbano (GADU)” empezó, también a mediados de la década

de los noventa, a analizar el problema y como fruto de ello se propuso al Ministerio de Medio Ambiente la realización del “Programa Nacional de Medición de las Descargas de los Sistemas Unitarios” (PROMEDSU). Este programa tuvo dos años de duración y ha puesto de manifiesto la grave problemática de la contaminación movilizada en tiempo de lluvia en redes unitarias.

Las características de la contaminación de las descargas de los sistemas unitarios (DSU) o reboses de alcantarillados unitarios (RAU) están fuertemente determinadas por las características de las aguas residuales urbanas de tiempo seco, por los usos que se realizan en la superficie de las cuencas urbanas que luego van a ser lavadas por las aguas de escorrentía, y por el arrastre de materiales y fangos depositados en las conducciones durante períodos secos.

Los impactos de los RAU pueden ser muy negativos. Determinan una pérdida muy importante de la eficacia del sistema, cuyo fin es la protección del medio acuático receptor. La incorporación de sistemas de control y tratamiento de estos reboses, determina una nueva relación entre las fuentes de contaminación y caudal, los sistemas de transporte y el medio receptor.

Una visión integral de la gestión del sistema que minimice los impactos y permita alcanzar los objetivos de transporte y mantenimiento de la calidad del agua fijados obliga a desarrollar una estrategia de control total de la contaminación. La contaminación que se permita entrar a la red de saneamiento desde la cuenca (por escorrentía o por aguas residuales urbanas), las transformaciones que dicha contaminación sufra en la red, la capacidad de transporte de la red y las diluciones que se permitan en los reboses, los sistemas de control y tratamiento que se implanten a lo largo de la red, determinarán qué tipo de aguas residuales, caudales y cargas recibirá la EDAR, lo que condicionará su diseño y sus estrategias de explotación (Suárez, J.; Tejero, J. I.; 1995). La gestión de los RAU va a ser siempre difícil, tal y como se pone de manifiesto analizando simplemente uno de los factores, la lluvia, de naturaleza estocástica, por lo que será imposible una protección absoluta del medio receptor.

Actualmente se admite que el control de los RAU debe realizarse bajo el principio de la “gestión integrada”, considerando todas las relaciones que se establecen entre: A) lluvia, B) superficie de cuenca, C) sistema de colectores, D) Sistemas de Control y Tratamiento de Reboses (SCTR), E) estación depuradora, F) medio receptor (Marsalek, J.; Sztruhar D.; 1994).

Se deben, por lo tanto, considerar nuevos elementos en los sistemas de saneamiento; elementos que no era habitual encontrar hasta ahora. Se denomina SCTR a los sistemas de control y tratamiento de los reboses de los alcantarillados unitarios y de las aguas de escorrentía urbana.

Los sistemas de control y tratamiento de reboses son una técnica más de las denominadas **TÉCNICAS DE GESTIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA**. Las técnicas de gestión de la escorrentía urbana (TGEU) pueden consistir bien en la construcción de nuevas infraestructuras (por ejemplo depósitos-aliviadero, que son SCTR), en la modificación de prácticas de diseño tradicionales, o en la modificación de hábitos (por ejemplo los de limpieza viaria de la cuenca). En la literatura anglosajona las TGEU son denominadas “Best Management Practices” (BMP) y su

uso está ampliamente extendido. Las TGEU se pueden clasificar desde numerosos puntos de vista; en la literatura nos encontramos con clasificaciones diferentes según los autores y con terminología aún no consensuada, sobre todo en castellano.



Figura 1-2. Componentes de un sistema de saneamiento que incorpora técnicas de gestión de las aguas de escorrentía urbana.

La presente tesis se centra en el estudio del funcionamiento de un SCTR, concretamente en la tipología denominada depósitos de detención–aliviadero, más vulgarmente conocidos como “tanques de tormenta”. Este tipo de infraestructura se sitúa en los entronques de la red de alcantarillado de subcuencas urbanas con los colectores interceptores principales. Los colectores interceptores tienen limitado el caudal que admiten y que envían a la EDAR, por lo que los SCTR tiene una doble función: por un lado deben laminar puntas, actuar como depósitos de regulación, evitando la salida de agua a través de los aliviaderos; y por otro, tienen una función de control de la contaminación, por ejemplo almacenando las primeras aguas de lluvia más contaminadas en depósitos fuera de línea (depósitos de primer lavado o de “first flush”), evitando que su contaminación salga al medio receptor si la capacidad de almacenamiento de la infraestructura se ve superada y se produce un rebose.



CAPÍTULO 2: OBJETIVOS

CAPÍTULO 2. OBJETIVOS

ÍNDICE CAPÍTULO 2

| | | |
|------|------------------------------|-----|
| 2.1. | OBJETIVO GENERAL..... | 2-3 |
| 2.2. | OBJETIVOS PARTICULARES | 2-3 |

CAPÍTULO 2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

El objetivo de esta tesis es revisar y optimizar los criterios de diseño de los sistemas de control y tratamiento de reboses, en concreto los de la tipología depósito de detención-aliviadero.

Para realizar este análisis crítico se revisará, en primer lugar, la problemática asociada a la contaminación en tiempo de lluvia en los sistemas de saneamiento y se analizarán los criterios de diseño que diferentes normativas internacionales y nacionales proponen para depósitos-aliviadero.

En segundo lugar, se intentarán evaluar las cargas y concentraciones de contaminantes aportadas al medio receptor a través de los reboses de alcantarillado unitario en tiempo de lluvia, por una infraestructura de este tipo situada en la subcuenca de Cancelón, perteneciente al sistema de saneamiento de Santiago de Compostela. Se intentará comprender los fenómenos asociados a la movilización de los contaminantes y a la forma en que estos contaminantes se presentan.

Este objetivo es parte de los objetivos especificados en el proyecto *CICYT HID99-0310 "EVALUACIÓN DE RENDIMIENTOS DE SISTEMAS DE CONTROL Y TRATAMIENTO DE REBOSES (SCTR) DE ALCANTARILLADO EN UNA CUENCA DE LA ESPAÑA HÚMEDA (OBTENCIÓN A PARTIR DE SERIES DE HIDROGRAMAS Y POLUTOGRAMAS REALES)"*.

2.2. OBJETIVOS PARTICULARES

Para alcanzar el objetivo general mencionado en el apartado anterior se plantearon los siguientes objetivos particulares:

- Realizar el estudio del estado del conocimiento actual de las técnicas de gestión de la escorrentía urbana, profundizando sobre todo en los depósitos de detención-aliviadero.
- Caracterizar la contaminación de una subcuenca urbana unitaria, diferenciando entre la contaminación aportada por el caudal de tiempo seco de la aportada por el suceso de lluvia.
- Caracterizar la movilización de la contaminación de una subcuenca urbana mediante el análisis de hidrogramas y polutogramas asociados. Analizar la existencia de primer lavado.
- Generar un modelo de simulación hidrológico-hidráulico de una subcuenca urbana, con saneamiento unitario, que se calibrará y validará con datos de lluvia y de caudal, de la sección aguas abajo de la subcuenca, medidos en campo.

- Generar un modelo de acumulación y lavado, por la escorrentía superficial, de cargas contaminantes y de su transporte por la red de alcantarillado en una subcuenca urbana, con saneamiento unitario, que se calibrará y validará con datos de contaminación medidos a partir de muestras tomadas en tiempo de lluvia en la sección aguas abajo de la subcuenca.
- Desarrollar un modelo de simulación del funcionamiento hidráulico y de rendimientos de retención de contaminación de un depósito-aliviadero.
- Hacer un tratamiento estadístico de los datos obtenidos, tanto en campo como en laboratorio, con el fin de poder comparar los resultados con los de otras cuencas estudiadas.
- Proponer un método de determinación de hidrogramas y polutogramas sintéticos de cálculo en redes de alcantarillado unitario.
- Elaborar criterios técnicos para el dimensionamiento y diseño de depósitos-aliviadero que minimicen las concentraciones y cargas contaminantes vertidas al medio receptor.



CAPÍTULO 3: CONTAMINACIÓN EN TIEMPO DE LLUVIA EN LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y TÉCNICAS DE GESTIÓN

CAPÍTULO 3. CONTAMINACIÓN EN TIEMPO DE LLUVIA EN LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y TÉCNICAS DE GESTIÓN

ÍNDICE CAPÍTULO 3

| | | |
|-------------|--|------|
| 3.1. | REDES DE SANEAMIENTO UNITARIAS Y SEPARATIVAS..... | 3-5 |
| 3.2. | LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA..... | 3-6 |
| 3.2.1. | Características de la contaminación de la escorrentía urbana..... | 3-6 |
| 3.2.1.1. | Fuentes de contaminación difusa urbana..... | 3-7 |
| 3.2.1.1.1. | Contaminación atmosférica..... | 3-9 |
| 3.2.1.1.2. | Contaminación de la superficie de la cuenca..... | 3-9 |
| 3.2.1.2. | Cálculo de las concentraciones y cargas contaminantes en la escorrentía urbana..... | 3-12 |
| 3.2.1.3. | El fenómeno de acumulación y arrastre de la contaminación en la superficie de la cuenca..... | 3-14 |
| 3.2.1.4. | Particularidades de la distribución de los contaminantes en las aguas de escorrentía..... | 3-17 |
| 3.2.2. | Características de la contaminación de los reboses de alcantarillado unitario..... | 3-18 |
| 3.2.3. | Problemática de los metales pesados..... | 3-21 |
| 3.2.3.1. | Antecedentes..... | 3-21 |
| 3.2.3.2. | Metales pesados en las aguas residuales de tiempo seco..... | 3-22 |
| 3.2.3.3. | Metales pesados en las aguas residuales en tiempo de lluvia..... | 3-28 |
| 3.2.3.4. | Toxicidad de los metales pesados..... | 3-29 |
| 3.2.3.4.1. | Aluminio..... | 3-32 |
| 3.2.3.4.2. | Cromo..... | 3-33 |
| 3.2.3.4.3. | Manganeso..... | 3-34 |
| 3.2.3.4.4. | Hierro..... | 3-34 |
| 3.2.3.4.5. | Níquel..... | 3-34 |
| 3.2.3.4.6. | Cobre..... | 3-35 |
| 3.2.3.4.7. | Zinc..... | 3-35 |
| 3.2.3.4.8. | Arsénico..... | 3-36 |
| 3.2.3.4.9. | Cadmio..... | 3-36 |
| 3.2.3.4.10. | Plomo..... | 3-37 |
| 3.2.3.4.11. | Mercurio..... | 3-38 |
| 3.2.4. | Resultados de estudios realizados sobre escorrentía urbana y reboses de alcantarillado unitario (RAU) en España..... | 3-40 |
| 3.2.4.1. | Resultados Santiago de Compostela..... | 3-40 |
| 3.2.4.2. | Resultados PROMEDSU..... | 3-42 |
| 3.2.4.2.1. | Concentraciones máximas..... | 3-44 |
| 3.2.4.2.2. | CMS..... | 3-45 |
| 3.2.4.2.3. | Coeficientes de las curvas de movilización de masas..... | 3-47 |
| 3.2.4.2.4. | Tanto por uno de masa asociada a escorrentía..... | 3-47 |
| 3.2.4.2.5. | Cargas movilizadas por unidad de superficie..... | 3-48 |
| 3.2.4.2.6. | Ajustes estadísticos a funciones de distribución de probabilidad..... | 3-49 |
| 3.2.4.3. | Resultados Sama de Langreo..... | 3-53 |
| 3.3. | TÉCNICAS DE GESTIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA..... | 3-63 |
| 3.3.1. | Control en origen..... | 3-65 |
| 3.3.2. | Control aguas abajo..... | 3-68 |
| 3.4. | TIPOLOGÍA DE LAS TÉCNICAS DE GESTIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA..... | 3-69 |
| 3.4.1. | TGEU con control y tratamiento en origen..... | 3-70 |

| | | |
|------------|--|-------|
| 3.4.1.1. | Control y tratamiento local..... | 3-70 |
| 3.4.1.2. | Control de entradas en origen..... | 3-71 |
| 3.4.1.3. | Retención o detención en el lugar..... | 3-72 |
| 3.4.2. | TGEU con control y tratamiento aguas abajo..... | 3-77 |
| 3.4.2.1. | Detención en línea..... | 3-77 |
| 3.4.2.2. | Detención fuera de línea..... | 3-79 |
| 3.4.2.3. | Detención en la EDAR..... | 3-80 |
| 3.5. | SELECCIÓN DE LAS TÉCNICAS DE GESTIÓN DE AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA Y DE REBOSES DE ALCANTARILLADO UNITARIO..... | 3-82 |
| 3.5.1. | Objetivos de los sistemas de control y tratamiento de reboses..... | 3-83 |
| 3.6. | DEPÓSITOS-ALIVIADERO..... | 3-83 |
| 3.6.1. | Objetivos..... | 3-84 |
| 3.6.2. | Tipologías de depósitos-aliviadero..... | 3-84 |
| 3.6.2.1. | Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado..... | 3-84 |
| 3.6.2.1.1. | Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado en línea..... | 3-84 |
| 3.6.2.1.2. | Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado fuera de línea..... | 3-86 |
| 3.6.2.2. | Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación..... | 3-87 |
| 3.6.2.2.1. | Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación en línea..... | 3-88 |
| 3.6.2.2.2. | Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación fuera de línea..... | 3-88 |
| 3.6.3. | Disposición de varios depósitos-aliviadero..... | 3-91 |
| 3.6.3.1. | Depósitos-aliviadero en paralelo..... | 3-91 |
| 3.6.3.2. | Depósitos-aliviadero en serie..... | 3-92 |
| 3.6.4. | Configuración técnica..... | 3-93 |
| 3.6.4.1. | Consideraciones verticales..... | 3-94 |
| 3.6.4.2. | Configuración en planta..... | 3-94 |
| 3.6.4.3. | La estructura de entrada..... | 3-94 |
| 3.6.4.4. | Configuración del fondo del depósito..... | 3-95 |
| 3.6.4.4.1. | Fondo plano..... | 3-95 |
| 3.6.4.4.2. | Fondos con surcos paralelos..... | 3-96 |
| 3.6.4.4.3. | Fondos con un único surco continuo..... | 3-97 |
| 3.6.4.5. | La estructura o dispositivo de salida..... | 3-99 |
| 3.6.4.6. | Aliviaderos y salida de emergencia..... | 3-99 |
| 3.6.4.7. | Instalaciones adicionales..... | 3-100 |
| 3.6.4.7.1. | Equipo eléctrico..... | 3-100 |
| 3.6.4.7.2. | Ventilación..... | 3-101 |
| 3.6.4.7.3. | Agua de limpieza..... | 3-101 |
| 3.6.5. | Explotación y mantenimiento..... | 3-101 |
| 3.7. | NORMAS DE DIMENSIONAMIENTO Y DISEÑO DE SCTR..... | 3-104 |
| 3.7.1. | Normativa alemana: ATV-Standard A 128 (1992)..... | 3-104 |
| 3.7.1.1. | Medidas para la gestión de aguas de escorrentía en redes unitarias..... | 3-105 |
| 3.7.1.2. | Tipologías de estructuras con aliviadero..... | 3-105 |
| 3.7.1.2.1. | Aliviaderos tradicionales..... | 3-105 |
| 3.7.1.2.2. | Depósitos-aliviadero..... | 3-105 |
| 3.7.1.2.3. | Almacenamiento en la propia red con aliviadero..... | 3-106 |
| 3.7.1.3. | Dimensionamiento de estructuras con aliviadero..... | 3-106 |
| 3.7.1.3.1. | Determinación del volumen de almacenamiento total necesario..... | 3-107 |
| 3.7.1.3.2. | Determinación de los volúmenes de cada estructura con aliviadero..... | 3-117 |
| 3.7.1.3.3. | Dimensionamiento individual de las estructuras con aliviadero..... | 3-118 |
| 3.7.2. | Normativa británica: BS 8005-British Standards Sewerage (1987)..... | 3-121 |
| 3.7.2.1. | Tipos de depósitos-aliviaderos..... | 3-122 |
| 3.7.2.1.1. | Depósito-aliviadero de primer lavado..... | 3-122 |
| 3.7.2.1.2. | Depósito-aliviadero de sedimentación..... | 3-122 |
| 3.7.2.2. | Criterios de diseño..... | 3-122 |

| | | |
|------------|--|-------|
| 3.7.3. | Normativa española: Especificaciones técnicas básicas para el proyecto de conducciones generales de saneamiento (Confederación Hidrográfica del Norte, 1995) | 3-124 |
| 3.7.3.1. | Tipologías de estructuras con aliviadero | 3-124 |
| 3.7.3.1.1. | Aliviadero de tormentas sin cámara de regulación | 3-124 |
| 3.7.3.1.2. | Estanques de tormenta | 3-124 |
| 3.7.3.2. | Criterios de diseño | 3-125 |
| 3.7.4. | Normativa suiza: "Recommandation fédérale de juillet 1977" | 3-127 |
| 3.7.4.1. | Tipologías de estructuras con aliviaderos | 3-128 |
| 3.7.4.1.1. | Depósitos-aliviaderos de primer lavado | 3-128 |
| 3.7.4.1.2. | Depósitos-aliviaderos de sedimentación | 3-128 |
| 3.7.4.1.3. | Depósitos-aliviaderos mixto | 3-128 |
| 3.7.4.1.4. | Almacenamiento en la propia red con aliviadero | 3-128 |
| 3.7.4.2. | Cálculo del volumen de almacenamiento | 3-128 |
| 3.7.4.2.1. | Cálculo del volumen de sedimentación | 3-132 |
| 3.7.4.2.2. | Cálculo del volumen de primer lavado | 3-134 |
| 3.7.5. | Normativa francesa: "Documentation technique f.n.d.a.e. n°6: Les bassins d'orage sur les réseaux d'assainissement (1988)" | 3-135 |
| 3.7.5.1. | Clasificación de los depósitos de tormenta | 3-135 |
| 3.7.5.2. | Métodos de cálculo | 3-139 |
| 3.7.5.2.1. | Método de la lluvia crítica | 3-139 |
| 3.7.5.2.2. | Método de los caudales | 3-145 |
| 3.7.6. | Normativa holandesa | 3-146 |
| 3.7.7. | Normativa japonesa | 3-148 |
| 3.7.8. | Comparación de métodos | 3-148 |

CAPÍTULO 3. CONTAMINACIÓN EN TIEMPO DE LLUVIA EN LOS SISTEMAS DE SANEAMIENTO Y TÉCNICAS DE GESTIÓN.

3.1. REDES DE SANEAMIENTO UNITARIAS Y SEPARATIVAS

Los dos tipos de redes de alcantarillado más habituales que nos encontramos en los sistemas de saneamiento son las unitarias y las separativas. Una red de alcantarillado unitaria transporta aguas residuales en tiempo seco, y aguas residuales y pluviales mezcladas en tiempo de lluvia; mientras que una red de alcantarillado separativa tiene conducciones independientes para las aguas residuales y para las aguas pluviales.

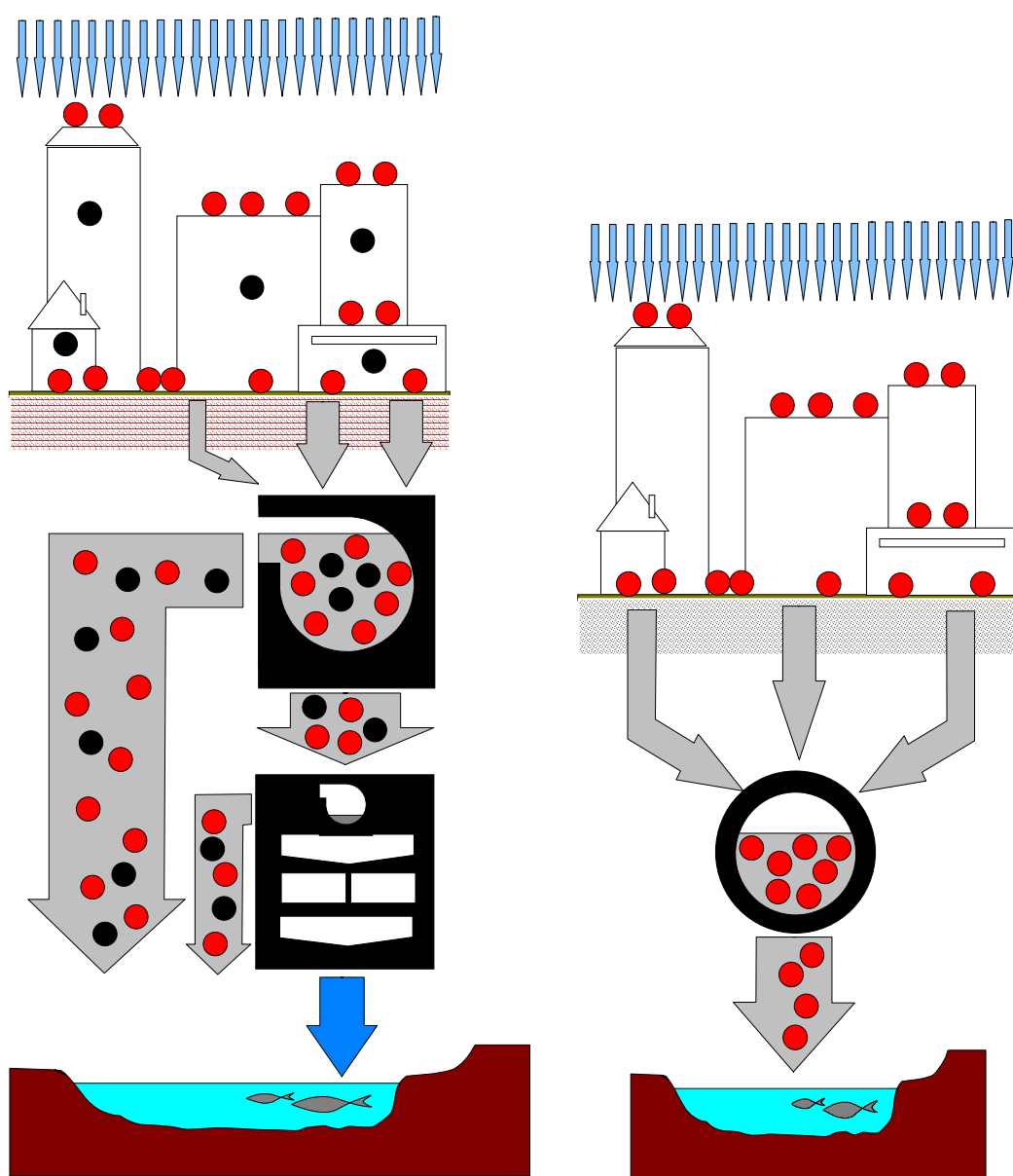


Figura 3-1. Comparación entre la filosofía del sistema de saneamiento unitario y el separativo.

En principio parece que la red separativa tiene ventajas:

- Sólo se transporta el caudal de agua residual hasta la estación depuradora de aguas residuales (EDAR), lo que disminuye diámetros de los conductos.
- La EDAR trabaja con unas variaciones de cargas contaminantes “mínimas”.
- El volumen de tratamiento es menor, con el consiguiente ahorro en la explotación y mantenimiento.
- Se eliminan completamente los reboses con lo que se evita que contaminación de tiempo seco sea vertida a las aguas receptoras en tiempo de lluvia.

Ahora bien, a pesar de todas estas ventajas que tiene el sistema separativo, existen también inconvenientes:

- El control debe ser mucho mayor para evitar que existan acometidas mal realizadas.
- Las redes pluviales pueden producir vertidos directos con contaminación importante, sobre todo durante las primeras lluvias.
- El coste del sistema separativo es, como norma general, superior al del sistema unitario, ya que obliga en muchas zonas a doblar los metros lineales de colectores a colocar.
- La posibilidad de realizar un verdadero sistema separativo en una zona ya construida es muy difícil.

La posibilidad de mantener un sistema de colectores urbanos unitarios es una opción real y muchas veces la única que puede acometerse dentro de una economía global de la solución (Salaverría, M.; 1995). Por lo tanto, se deben desarrollar estrategias y construir infraestructuras que minimicen los impactos de la escorrentía urbana, ya sea por la generación de reboses de alcantarillado desde las redes unitarias, o por el vertido directo de las redes de pluviales.

3.2. LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA

3.2.1. Características de la contaminación de la escorrentía urbana

La concentración de actividades humanas genera deposición de polvo, suciedad, arenas, materia orgánica, nutrientes, metales pesados, tóxicos y contaminación bacteriológica sobre las superficies. Estos materiales son lavados y arrastrados por la escorrentía superficial y, al final, acaba aumentando la contaminación de las aguas receptoras.

Las arenas y los sólidos en suspensión arrastrados por la escorrentía se depositan en el fondo de los cauces y multitud de organismos mueren al quedar enterrados; la materia orgánica genera descensos en los niveles de oxígeno disuelto; los nutrientes contribuyen a la mejora de la productividad pero pueden generar problemas de

eutrofización; los metales pesados, los hidrocarburos y la sal pueden ejercer efectos crónicos o de toxicidad aguda sobre los ecosistemas acuáticos; la contaminación bacteriológica vertida genera riesgos para la salud. Todos estos impactos perturban los posibles usos de la masa de agua receptora.

Las cargas contaminantes anualmente vertidas al medio receptor por las aguas de escorrentía son del mismo orden de magnitud que las vertidas por la red de aguas residuales tras tratamiento convencional, al menos en lo que respecta a contaminantes como los sólidos en suspensión. Los vertidos de nutrientes y metales pesados desde sistemas separativos y por reboses desde sistemas unitarios son comparables, calculados por área de superficie pavimentada.

3.2.1.1. Fuentes de contaminación difusa urbana

En general, las fuentes de contaminación pueden ser clasificadas en dos categorías: fuentes puntuales y fuentes difusas. Se habla de fuentes puntuales cuando la contaminación es aportada al medio través de un colector o canal en un lugar concreto; son vertidos de fácil localización y su origen puede ser determinado relativamente bien. Las fuentes difusas, o no localizables, son aquellas cuya contaminación se origina y se encuentra dispersa, en zonas muy extensas; su control, ya sea en su origen o en su acceso a los sistemas acuáticos, es muy difícil.

Una fuente clara de aporte de contaminación a los sistemas acuáticos es la escorrentía superficial. La escorrentía, generada a partir de los sucesos de lluvia, disuelve y arrastra materiales de todo tipo que se encuentran depositados en la superficie. Evidentemente, como consecuencia de las diferentes actividades y usos que se realizan en ellas, una cuenca natural, una cuenca rural, una cuenca urbana o una cuenca industrial, tendrán aguas de escorrentía con muy diferentes tipos y cargas de contaminación. En el primer caso, en una cuenca natural no modificada y sin actividad humana, se podría hablar de impurificación natural.

La contaminación difusa se caracteriza por (Novotny, V.; 1991 y Deutsch, J. C.; 1989):

- Acceder al medio receptor a través de vertidos intermitentes que están ligados a un fenómeno de naturaleza aleatoria: la lluvia.
- Proceder de zonas muy extensas, incluso aunque se suponga la existencia de lugares de almacenamiento como las cunetas o la misma red de drenaje.
- Vertidos con una alta variabilidad en concentraciones tanto en el tiempo, durante un mismo suceso, como de un suceso a otro. Las concentraciones medias pueden variar en una relación de 1 a 40 para un mismo parámetro y en una misma cuenca vertiente.
- Contaminación muy difícil de muestrear en origen.
- Las materias en suspensión transportadas por las aguas pluviales son de naturaleza esencialmente mineral (su fracción orgánica es del orden del 30%).

En las últimas décadas se ha producido un intenso movimiento de concentración de la población en las zonas urbanas, a la vez que se han ido incrementando las actividades industriales. En dichas áreas se produce una gran cantidad de contaminación difusa, que luego accede a los medios receptores sobrepasando, en la mayoría de los casos, su capacidad de asimilación o autodepuración. La escorrentía superficial urbana no es más que una muestra representativa de dicho fenómeno y a ella están asociados todos los parámetros de conducta y comportamiento de la urbe hacia su entorno físico.

Son muy diversas las causas de la contaminación de la escorrentía superficial urbana. La lluvia y la nieve atrapan contaminantes presentes en la atmósfera en su caída; una primera fracción de la misma se emplea en mojar las superficies, otra se evapora y otra queda atrapada en huecos y depresiones del terreno. Si sigue lloviendo, el agua se moviliza hacia los puntos de recogida, drenando las superficies y, a su vez, limpiando y transportando en disolución o en suspensión los contaminantes acumulados. En la tabla 3-1. se pueden ver los componentes de las dos fuentes de contaminación de la escorrentía (Malgrat, P.; 1995).

Tabla 3-1. Fuentes de contaminación de las aguas de escorrentía.

| FUENTES DE CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS DE ESCORRENTÍA | | |
|---|-------------------------|---|
| Contribución | | Características |
| Contaminación atmosférica | | 15-25 % contaminación de las aguas de escorrentía. 70-75 % metales pesados de las aguas de escorrentía. |
| Contaminación superficies | Circulación automóvil | Principal fuente de gran número de contaminantes: hidrocarburos, Pb, etc. |
| | Erosión del suelo | Fuente importante de materias en suspensión. |
| | Industria | Aporte variable en función del tipo de actividad y situación de la ciudad. |
| | Basura | Depende de la limpieza de las vías públicas. |
| | Excrementos de animales | Aumenta cada día más. |
| | Vegetación urbana | Aporta masas importantes de materia carbonada (hojas muertas, flores, etc.). Aporta N y P (abonos). Aporta productos organoclorados (pesticidas, herbicidas). |

La contaminación de la escorrentía urbana llega a los sistemas receptores a partir de dos tipos de vertidos: los directos desde la red de pluviales de un sistema de saneamiento separativo y los vertidos procedentes de sistemas de saneamiento unitario. Cuando se producen los reboses de los sistemas de alcantarillado unitario, además de la contaminación propia de la escorrentía superficial urbana, se vierte al medio receptor contaminación de las aguas residuales urbanas de tiempo seco (parte de la que ya estaba siendo transportada por los colectores y parte de la que se había depositado en los mismos como consecuencia del régimen hidráulico existente en tiempo seco; ésta última será resuspendida y arrastrada ante las nuevas condiciones hidráulicas).

A continuación se analizan brevemente cada uno de los posibles focos de la contaminación de la escorrentía urbana.

3.2.1.1.1. Contaminación atmosférica

Los contaminantes presentes en la atmósfera, de una forma u otra, son atrapados por la lluvia a su caída y transportados por la escorrentía por las superficies impermeables. Numerosos autores han obtenido datos de contaminación de agua de lluvia comparando zonas sin contaminación con zonas urbanas (contaminadas). La tabla siguiente muestra la variabilidad que puede presentar la calidad del agua de lluvia por efecto de su contaminación al atravesar la atmósfera.

Tabla 3-2. Contaminación del agua de lluvia (Thomas, P. R.; 1993).

| Parámetro | Unidades | ZONA RURAL | ZONA URBANA | ZONA INDUSTRIAL |
|-----------------------|------------|------------|-------------|-----------------|
| pH | - | 6.9 | 6.8 | 6.7 |
| Conductividad | μS/cm | 25 | 30 | 20 |
| Turbidez | NTU | 0.2 | 0.2 | 0.8 |
| SST | mg/L | 2.0 | 3.0 | 6.0 |
| Coliformes fecales | UFC/100 mL | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Nitrógeno de nitratos | mg/L | 0.23 | 0.21 | 0.05 |
| Zinc | mg/L | 0.0 | 0.0 | 0.5 |
| Plomo | mg/L | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

El empleo del plomo en el combustible de los automóviles podía ocasionar que en el agua de lluvia de las ciudades se alcanzasen concentraciones de aproximadamente 1 mg Pb/m³.

3.2.1.1.2. Contaminación de la superficie de la cuenca

- Residuos animales:

En el medio urbano los mamíferos más abundantes son los perros y los gatos; las aves, cuyas especies más comunes las palomas y los gorriones (en algunas ciudades gaviotas y estorninos), también representan una población significativa. Todos los animales que viven en los centros urbanos, de una u otra manera, generan residuos que, por lo general, se depositan en las calles, plazas, y aceras. Al llover, las superficies son lavadas y la escorrentía arrastra estos residuos, transportándolos al sistema de drenaje. Los residuos de animales aportan bacterias, virus y gran cantidad de nutrientes a las aguas de escorrentía. Los microorganismos pueden incluir patógenos susceptibles de causar enfermedades a los seres humanos; sin embargo, su presencia no está asegurada al utilizar como indicadores los coliformes fecales y los estreptococos. Según el NURP (US-EPA, 1993), las aguas de escorrentía urbana contienen entre 10⁴ y 10⁵ UFC/100 mL, por lo que la presencia de patógenos es bastante probable.

- Basura y residuos:

Las zonas urbanas se caracterizan por ser fuentes de producción a gran escala de residuos sólidos. Las actividades diarias de las ciudades ocasionan el depósito sobre las superficies de las calles de materiales como papeles, cartones, residuos textiles, madera, goma, vegetales, hojas, colillas, botellas y vidrios rotos, latas, plásticos y polvo en general. Una vez depositados, por un proceso de degradación física y/o química, dichos residuos se disgregan y su transporte por las aguas de escorrentía se ve facilitado.

- Tráfico rodado:

El plomo y el zinc son los metales pesados más abundantes en la escorrentía urbana. Christensen (1979) demostró que el zinc presente en los neumáticos de los vehículos es una significativa fuente de este metal en la escorrentía urbana. Otras fuentes menos importantes son el desgaste de frenos y las emisiones de los motores. El plomo se debe principalmente a las emisiones de los vehículos y está fuertemente asociado con las partículas finas. Otras fuentes de contaminación debidas al tráfico son el goteo y fugas de aceites y lubricantes. Del uso y deterioro de los vehículos pueden generarse residuos de plástico y vidrio (por ejemplo como resultado de impactos). Otros metales como el hierro, el bario o el cesio están asociados también a las partículas de desgaste de frenos. Los neumáticos, además, pueden aportar antimonio (Thomson, N. R.; 1997).

Los metales pesados y los PAHs están asociados fundamentalmente con los sólidos particulados y, más concretamente, con la fracción fina (limos). El plomo es un claro ejemplo (las referencias dan valores del 90 al 99%). Estas partículas tienen una gran capacidad de adsorción con una gran relación área/volumen, además de ser más activas químicamente. Al estar los metales asociados con las partículas éstos serán movilizados en función de las velocidades del flujo superficial. Esto determina que la predicción de la movilización de los mismos durante los sucesos de lluvia sea compleja.

Las masas de zinc y plomo presentes pueden relacionarse con la cantidad de tráfico. Así, Christensen (1979), valoró que se deposita un promedio de 0.0030 g Zn/vehículo.km y 0.0049 g Pb/vehículo.km.

Pitt y Army (1973), citados por Wanielista (1979), demostraron que en áreas industriales se pueden producir cargas contaminantes de aceites y grasas del orden de 9.26 kg/km de cuneta y día; en áreas residenciales de 5.25 kg/km de cuneta y día, y en zonas comerciales de 1.38 kg/km de cuneta y día.

Los hidrocarburos también son uno de los contaminantes asociados al tráfico de vehículos en las cuencas. Un agua de escorrentía de una cuenca altamente poblada y con alta densidad de tráfico aporta una gran carga de hidrocarburos. Valores de 30-40 mg/L de HCT son habituales en la literatura. Al igual que algunos metales pesados, también van asociados a la fracción particulada (más del 80% según Hunter et al.; 1979); debido a la poca solubilidad de este tipo de compuestos en agua.

- Erosión de los pavimentos:

Los pavimentos son fuente de materiales que, desde el punto de vista de la escorrentía, son contaminantes. Algunas de las partículas que tienen su origen en los pavimentos son agregados de varios materiales. El mayor o menor aporte de cargas contaminantes depende de factores tales como la edad y estado de conservación de los pavimentos, las condiciones climáticas locales (el frío acelera la degradación; se usan cadenas en las ruedas, se utiliza arena y productos químicos antideslizamiento, etc.), el derrame de disolventes (gasolinas por ejemplo), etc.

- Posibles actividades agrícolas y de jardinería:

Ningún entorno urbano está completamente delimitado. En el cinturón que rodea las ciudades es posible observar terrenos dedicados a prácticas agrícolas e incluso pecuarias. Por otra parte, los jardines y parques de nuestras ciudades representan actividades agrícolas dentro de los núcleos urbanos. En dichos terrenos se utilizan fertilizantes, pesticidas y herbicidas.

- Uso de sal para el deshielo de la nieve:

El deshielo de la nieve es un mecanismo adicional que genera aguas de escorrentía. A pesar de que los caudales que se deducen de este fenómeno son bajos, estos permanecen en el tiempo durante varios días y eliminan una fracción significativa de los contaminantes depositados en las superficies. Los principales contaminantes que pueden acompañar a la nieve son los cloruros y el plomo. En las calles y carreteras se pueden alcanzar concentraciones superiores a 20000 mg/L de cloruros, siendo su rango común entre 1000 y 10000 mg/L. Adicionalmente, en la nieve las concentraciones de plomo, procedentes del combustible de los vehículos, oscilan entre 1 a 10 mg/L, y alcanzan valores extremos de 100 mg/L. En general el problema de la contaminación por nieve está asociado a la presencia de sólidos en suspensión.

- Superficies no protegidas:

En muchas zonas urbanas existen terrenos en donde no existe edificación alguna o, simplemente, se encuentran abandonados o en espera de una nueva edificación. Por lo general el suelo está expuesto a procesos de erosión.

- Terrenos con obras:

La cantidad de sedimentos en los vertidos de aguas de tormenta que proceden de zonas con terrenos en construcción puede variar considerablemente. Estudios recientes han demostrado que en dichas zonas las cargas de sedimentos pueden ser del orden de 85 a 110 t/ha.año. Los sedimentos en las aguas de escorrentía de terrenos en obras de edificación son generalmente entre 10 y 20 veces mayores que aquellos que se generan en terrenos agrícolas, y entre 1000 y 2000 veces mayores que aquellos que ocurren en zonas forestales. En un periodo de tiempo pequeño estos terrenos

pueden contribuir con más sedimentos a los medios receptores que los que normalmente ocurrirían en varias décadas (ASCE, 1992). El polvo generado en estos terrenos, por lo general, suele estar acompañado de aceites y lubricantes de la maquinaria utilizada en la construcción; también pueden estar presentes residuos de la corrosión de materiales y lixiviados de la basura (Lázaro, T. R., 1990; Whipple, W., 1983).

Tabla 3-3. Aportación de contaminantes según fuentes.

| CONTAMINANTE | CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA DE FONDO | EROSIÓN DEL SUELO | DETERIORO DE VEHÍCULOS Y RODADURA | EMISIONES GASEOSAS DE VEHÍCULOS | PRODUCTOS INDUSTRIALES | COMBUSTIBLES FÓSILES | QUÍMICOS USADOS EN CÉSPED Y JARDINES | AVES Y MASCOTAS |
|--------------------------------------|------------------------------------|-------------------|-----------------------------------|---------------------------------|------------------------|----------------------|--------------------------------------|-----------------|
| SST | P | M | M | | | P | | |
| MO | | M | M | P | | | | M |
| N | P | P | | M | | M | M | M |
| P | | M | | P | | | M | M |
| HIDROCARBUROS | | | M | M | M | | | |
| BACTERIAS Y VIRUS | | | | | | | | M |
| Fe | | M | | | | | | |
| Mn | | M | | | | | | |
| Zn | | P | M | | P | | P | |
| Pb | P | | | M | P | | | |
| Cu | | | M | | M | | | |
| Cr | | | M | | M | | | |
| Ni | | | P | | M | | | |
| Cd | | | P | | M | M | | |
| Sulfuro | P | | | P | | M | | M |
| Ácido Nítrico | P | | | M | | M | | |
| Ácido Sulfúrico | P | | | | | | | |
| Pesticidas, insecticidas, herbicidas | | | | | | | M | |

M...mucha aportación P...poca aportación

3.2.1.2. Cálculo de las concentraciones y cargas contaminantes en la escorrentía urbana

El nivel de aproximación a utilizar en un estudio de caracterización de la contaminación aportada por las aguas de escorrentía urbana o por los reboses será función de los problemas de impacto sobre el medio receptor. Es decir, será función de los objetivos de calidad del agua que se persigan que, a su vez, quedarán condicionados por los recursos disponibles.

En el fenómeno de la escorrentía urbana y su contaminación asociada intervienen muchos factores, que hacen que sea imposible caracterizarla con campañas de muestreo basadas en tomas ocasionales de muestras simples. Cada suceso de escorrentía presenta una gran variación en cargas y concentraciones de contaminación. Para comprender un suceso de lluvia es necesario conocer las concentraciones instantáneas con respecto al tiempo, así como los caudales y los flujos máxicos. De este modo, los **hidrogramas** e **polutogramas** asociados constituyen la herramienta de análisis a utilizar. La variabilidad y forma de los mismos es enorme, por lo que algunos autores proponen, como aproximación, trabajar con las concentraciones medias ponderadas con el caudal para obtener una **concentración media de suceso (CMS)**.

Tabla 3-4. Características de la escorrentía superficial urbana (US-EPA, 1983; tomada de Novotny, V.; 1992).

| Contaminante | Cv de CME | CME (mediana del lugar) | Percentil 90 |
|---|-----------|----------------------------|--------------|
| SST (mg/L) | 1 a 2 | 100 | 300 |
| DBO ₅ (mg/L) | 0.5 a 1 | 9 | 15 |
| DQO (mg/L) | 0.5 a 1 | 65 | 140 |
| P-PO ₄ ³⁺ total (mg/L) | 0.5 a 1 | 0.33 | 0.70 |
| P-PO ₄ ³⁺ disuelto (mg/L) | 0.5 a 1 | 0.12 | 0.21 |
| NTK (mg/L) | 0.5 a 1 | 1.50 | 3.30 |
| N-NO ₂ ⁻ +N-NO ₃ ⁻ (mg/L) | 0.5 a 1 | 0.68 | 1.75 |
| Cu (µg/L) | 0.5 a 1 | 34 | 93 |
| Pb (µg/L) | 0.5 a 1 | 144 | 350 |
| Zn (µg/L) | 0.5 a 1 | 160 | 500 |

El análisis de las cargas de contaminación que se producen en un suelo con un uso específico, permite pronosticar las cargas de contaminación que, posteriormente, aportará la escorrentía superficial a los medios receptores.

La cargas se pueden expresar, según la necesidad o el modelo que se utilice, de distintas formas para un año típico:

- Carga anual/área de un uso de suelo determinado (kg/ha.año).
- Carga anual/km de cuneta de un uso del suelo dado (kg/km.año).
- Carga anual/volumen de tráfico (kg/vehículo.año).
- Carga anual/índice de contaminación atmosférica (kg/índice.año)
- Carga anual/volumen de escorrentía (kg/m³.año).
- Carga anual/altura de precipitación para un área específica (kg/mm.año)
- Carga anual/carga de sedimentos (kg/t SST.año)

Tabla 3-5. Cargas de contaminación en la escorrentía superficial urbana (kg/ha.año) (Marsalek, J.; 1978).

| Contaminante | USO 1 | USO 2 | USO 3 | USO 4 |
|------------------|-------|-------|-------|-------|
| DBO ₅ | 34 | 90 | 34 | 1.12 |
| N | 9 | 11.2 | 7.8 | 0.22 |
| P | 1.6 | 3.4 | 2.2 | 0.04 |
| SST | 390 | 360 | 672 | 11.2 |
| Cd | 0.013 | 0.06 | 0.024 | 0.002 |
| Cr | 0.026 | 0.028 | 0.044 | 0.003 |
| Cu | 0.045 | 0.049 | 0.077 | 0.007 |
| Hg | 0.038 | 0.043 | 0.065 | 0.006 |
| Ni | 0.029 | 0.032 | 0.030 | 0.004 |
| Pb | 0.157 | 0.174 | 0.269 | 0.022 |
| Zn | 0.570 | 0.630 | 0.980 | 0.081 |

USO 1: Uso residencial de baja y media densidad (<125 hab/ha) con poca incidencia industrial.

USO 2: Uso residencial de alta densidad (>125 hab/ha) con zonas comerciales.

USO 3: Uso que incluye media y alta incidencia industrial.

USO 4: Incluye parques y zonas de esparcimiento. Las cargas de contaminación de estas zonas son en muchos casos despreciables.

3.2.1.3. El fenómeno de acumulación y arrastre de la contaminación en la superficie de la cuenca

Sartor, Boyd y Agardy (1974) realizaron una de las investigaciones pioneras en este campo; sus conclusiones sobre la acumulación de suciedad en la superficie de una cuenca han servido de guía para los investigadores posteriores. Estas conclusiones fueron:

- El constituyente principal de los contaminantes en la superficie de las calles es inorgánico, material mineral, similar a arena o limo.
- La cantidad contaminante que hay en esa zona depende del tiempo transcurrido desde la última vez que el área fue limpiada, bien manualmente, bien por un aguacero.
- La cantidad contaminante presente en diferentes calles puede ser muy distinta.
- Una gran parte de la contaminación potencial está asociada con la fracción fina de los sólidos presentes en las calles.
- El cálculo de la DQO proporciona una buena base para estimar la demanda potencial de oxígeno.
- Los contaminantes no se distribuyen uniformemente a lo largo de las calles.
- La velocidad a la que un aguacero levanta la materia en forma de partículas de la superficie de la cuenca depende de tres factores: intensidad del aguacero, características de la superficie de la calle y tamaño de las partículas.

- Las prácticas habituales de limpieza son, fundamentalmente, para lograr propósitos estéticos. Incluso mediante una correcta operación y con unos programas de limpieza adecuados su eficiencia en la eliminación de la fracción fina de la suciedad de las calles es baja. El esfuerzo necesario en la limpieza viaria para eliminar la fracción más fina de la suciedad es varias veces el esfuerzo habitual en las operaciones de limpieza.
- Los imbornales con depósito son efectivos para la eliminación de sólidos inorgánicos gruesos (arena gruesa y gravilla) procedentes de la escorrentía, pero son ineficaces en la eliminación de los sólidos finos y de la mayor parte de la materia orgánica.

Diferentes autores han investigado la evolución en el tiempo de los depósitos acumulados en las superficies impermeables de las calles. En la figura siguiente se muestra esta acumulación como función del tipo de cuenca y del tiempo transcurrido desde la última limpieza o lluvia.

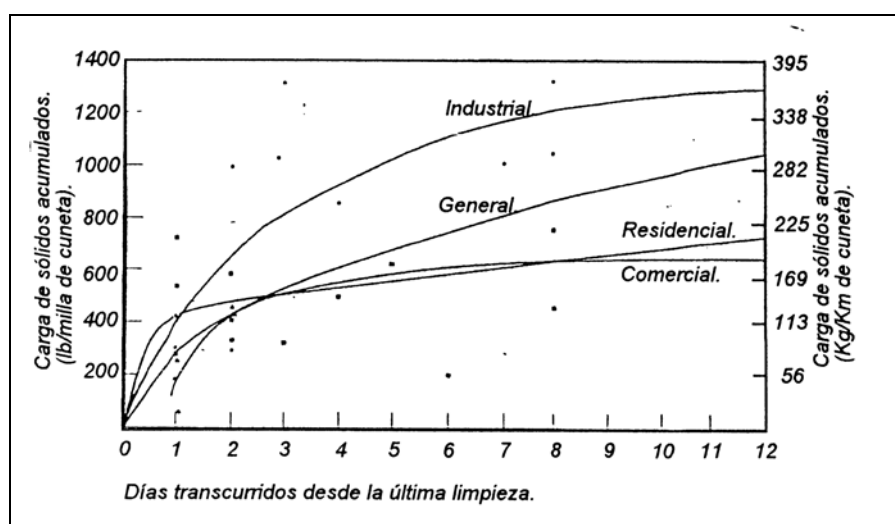


Figura 3-2. Acumulación de suciedad para diferentes tipos de cuencas (Sartor y Boyd, 1972, modificadas por Temprano, 1996).

La contaminación que hay en una cuenca en un determinado momento se puede estimar a través de modelos de acumulación-arrastre de contaminantes. Se suelen basar en ecuaciones de correlaciones netamente empíricas de los datos observados, ignorando los procesos físico-químicos que están implicados. No suelen tener en cuenta el origen de los contaminantes o las distintas fuentes.

Las cargas de contaminación de la escorrentía urbana son producto de la acumulación de los contaminantes sobre las superficies, entre lluvia y lluvia. A medida que la contaminación se acumula, se va produciendo una especie de saturación de la superficie y llega un momento en que la tasa de acumulación se equipara a una tasa de eliminación. Este umbral es función de la tasa en que los contaminantes son depositados en la superficie de la cuenca y del tiempo seco precedente. En el tiempo seco precedente intervienen procesos tales como: eliminación por acción del viento y por corrientes de aire generadas por el tráfico, adsorción y oxidación de los contaminantes, etc. La forma de expresar la acumulación es diversa. Así, se puede expresar en unidades de masa/día.área, masa/día.longitud de cuneta o, simplemente, masa/día.

En la figura anterior las curvas proporcionan la cantidad de polvo y suciedad acumulada en una cuenca determinada tras un número de días de tiempo seco. Para calcular la cantidad de un cierto contaminante presente en ese polvo y suciedad es preciso recurrir a estudios de caracterización de campo. En las tablas siguientes se muestran los resultados de varios de ellos.

Manning et al, en 1977, realizaron un estudio muy completo sobre las tasas de acumulación (tipo lineal) de polvo y suciedad a nivel nacional en los EEUU. Asignaron fracciones de contaminantes con respecto a la masa de polvo y suciedad. Para un contaminante específico, basta con multiplicar su fracción (mg/kg)/1000 por el valor correspondiente de polvo y suciedad acumulado. Los estudios de campo han demostrado que es una buena aproximación, especialmente para los contaminantes que tienen una afinidad iónica por las partículas de suelo arcilloso.

Tabla 3-6. Fracciones de diferentes contaminantes presentes en el polvo y suciedad acumulados en una cuenca urbana de Santander (Cano, A.; 1996).

| Contaminante | Media | Rango |
|--|---------------------|-----------------|
| POLVO Y SUCIEDAD (kg/km cuneta.día) | 35 | 25-42 |
| DBO ₅ (mg/g) | 3.32 | |
| DQO (mg/g) | 50.06 | 45.92 – 54.55 |
| N-NH ₄ ⁺ (mg/g) | 0.003 | 0.001 – 0.006 |
| N-NO ₃ ⁻ (mg/g) | 0.005 | 0.0049 – 0.0052 |
| N-NO ₂ ⁻ (mg/g) | 0.0009 | 0.0002 – 0.0013 |
| P-PO ₄ ³⁺ (mg/g) | 0.083 | 0.060 – 0.115 |
| CT (UFC/g) | 2.5*10 ⁶ | |

Tabla 3-7. Contaminación asociada con polvo y suciedad en cuencas (citada en Novotny and Chesters, 1981).

| Contaminante | Ref. | Residencial (mg/g) | Industrial (mg/g) | Comercial (mg/g) | Autopistas (mg/g) |
|---------------------------------|------|--------------------|-------------------|------------------|-------------------|
| DBO ₅ | 2 | 9.19 | 7.50 | 8.33 | 2.3 |
| DQO | 2 | 20.82 | 35.71 | 19.44 | 54 |
| Sólidos volátiles | 2 | 71.67 | 53.57 | 77.00 | 51 |
| NTK | 2 | 1.666 | 1.392 | 1.111 | 0.156 |
| P-PO ₄ ³⁺ | 2 | 0.916 | 1.214 | 0.833 | 0.61 |
| N-NO ₃ ⁻ | 3 | 0.050 | 0.064 | 0.500 | 0.079 |
| Pb | 3 | 1.468 | 1.339 | 3.924 | 12 |
| Cr | 3 | 0.186 | 0.208 | 0.241 | 0.08 |
| Cu | 3 | 0.095 | 0.055 | 0.126 | 0.12 |
| Ni | 3 | 0.022 | 0.059 | 0.059 | 0.19 |
| Zn | 3 | 0.397 | 0.283 | 0.506 | 1.5 |
| CT (UFC/100 mL) | 2 | 160000 | 82000 | 110000 | - |
| CF (UFC/100 mL) | 2 | 16000 | 4000 | 5900 | 925 |

2) Sartor et al., 1974

3) Amy et al., 1975

Después de los sucesos de lluvia, la carga de contaminación remanente en la superficie de la cuenca habrá variado. La evolución de la misma tras varios sucesos de lluvia queda representada en la figura siguiente.

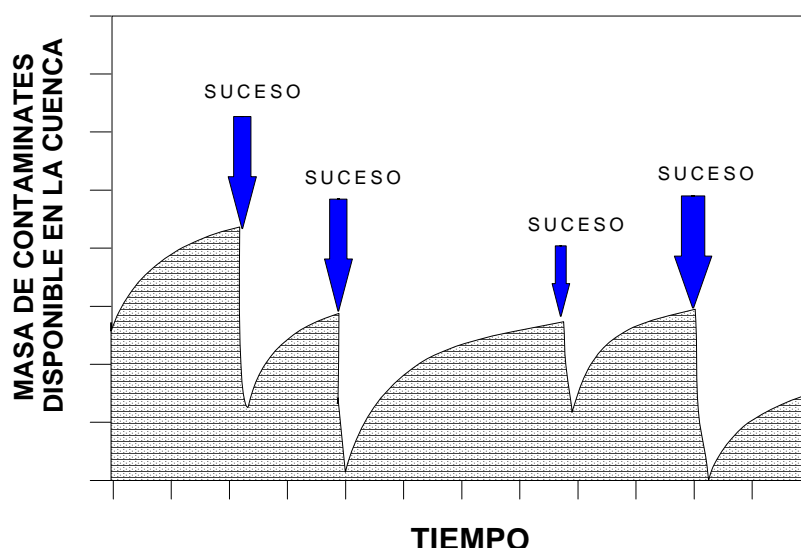


Figura 3-3. Esquema simplificado que muestra el proceso de acumulación y de lavado de la contaminación de una cuenca.

3.2.1.4. Particularidades de la distribución de los contaminantes en las aguas de escorrentía

Los estudios realizados en el NURP (EPA, 1983) sobre aguas de escorrentía aportaban las siguientes conclusiones:

- La concentración media de SST presente en un aguacero varía en un rango de 3 a 5 veces sobre la concentración media del lugar. Aparentemente, la variación en la concentración media entre lluvias puede ser significativa, pero no fuera de lo normal dentro de este tipo de sucesos aleatorios.
- Para constituyentes diferentes a los SST la variación sobre la concentración media es de 2 a 3 veces.
- Aunque algunas ciudades mostraron valores de la concentración media superiores o inferiores a los de la media nacional estadounidense, para uno o varios constituyentes, no se apreciaron correlaciones geográficas en el estudio.
- El tipo de uso del suelo no proporciona una base estadística suficiente para predecir diferencias en la concentración media.
- Los coliformes fecales varían de 300 a 3×10^5 organismos por cada 100 mL en tiempo templado, y de 20 a 3×10^3 organismos por cada 100 mL en tiempo frío.
- No se obtuvo correlación entre concentraciones medias y volúmenes de escorrentía, indicando que, en general, ambos factores son independientes.
- Los resultados parecen ser relativamente uniformes en los EEUU. No obstante, los datos muestran amplios rangos de variación en la concentración media de todos los constituyentes.

Tabla 3-8. Resultados de contaminación de la escorrentía superficial urbana. (EPA, 1983).

| Contaminante (mg/L) | Tipo de zona | | | |
|---------------------------------------|--------------|-------|-----------|---------------------|
| | Residencial | Mixto | Comercial | Abierta. No urbana. |
| DBO ₅ | 10 | 7 | 9 | - |
| DQO | 73 | 65 | 57 | 40 |
| SST | 101 | 67 | 69 | 70 |
| Pb | 0.144 | 0.114 | 0.104 | 0.030 |
| Cu | 0.033 | 0.027 | 0.029 | - |
| Zn | 0.135 | 0.154 | 0.226 | 0.195 |
| NTK | 1.900 | 1.290 | 1.180 | 0.965 |
| N-NO ₂ +N-NO ₃ | 0.736 | 0.558 | 0.572 | 0.543 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 0.383 | 0.263 | 0.201 | 0.121 |

Sobre la naturaleza de los contaminantes transportados por las redes pluviales de los sistemas separativos se puede comentar lo siguiente (OTV, 1994):

- Las concentraciones de SST y DQO son muy importantes, y pueden ser superiores a las de las redes unitarias en tiempo seco y en tiempo de lluvia.
- Los SST tienen una composición fundamentalmente mineral (la fracción orgánica es del orden del 30%).
- La relación de biodegradabilidad (DQO/DBO₅) es débil, del orden de 4 a 6, contra los 2 a 2.5 de un agua residual de tiempo seco.
- Presencia muy importante de metales pesados y de hidrocarburos.
- Una gran parte de los contaminantes están fijados a los SST.
- La densidad de las partículas y velocidad de caída es mayor que las de las redes unitarias (importante para los procesos de decantación). La escorrentía de pequeñas lluvias es menos decantable, debido a que tienen una fracción orgánica superior.
- El tamaño de las partículas transportadas es grande, en general, y es tanto mayor cuanto más aumenta la intensidad de la lluvia.

3.2.2. Características de la contaminación de los reboses de alcantarillado unitario

Sobre la naturaleza de los contaminantes transportados por las redes unitarias se puede comentar lo siguiente (OTV, 1994):

- La fracción mineral de los SST es del orden del 40 al 60%. La relación entre SSV/SST disminuye durante el desarrollo del suceso. Se puede pasar de 70-80% en tiempo seco a 40% en tiempo de lluvia, lo que se traduce en un aumento del contenido mineral a lo largo de los sucesos.

- La relación entre DQO/DBO₅ es más elevada que para tiempo seco, pero inferior a la que se detecta en redes separativas, mostrando una cierta mayor biodegradabilidad los contaminantes de una red unitaria.
- El contenido global de contaminación es importante: comparado con aguas negras urbana, tienen concentraciones más altas en SST, DQO y metales, y están más diluidas en DBO₅ y en ciertos contaminantes disueltos (nitrógeno y fósforo).
- Los metales pesados (Cd, Cu, Pb, etc.) están, en una gran proporción, fijados a los SST. Las cargas anuales de metales pesados son más importantes que las de las redes separativas, menos para el Pb.

Las tres contribuciones esenciales a la contaminación de los reboses de alcantarillado unitario son (Malgrat, P.; 1995):

- Agua de escorrentía.
- Aguas residuales domésticas, comerciales e industriales.
- Arrastre de depósitos acumulados en el alcantarillado.

La acumulación progresiva de sólidos en un alcantarillado unitario, durante los periodos secos, es una consecuencia de las velocidades de limpieza insuficientes en el alcantarillado durante los periodos de caudales de tiempo seco, bajos pero concentrados. La acumulación de sólidos en un alcantarillado unitario tiene dos componentes: la sedimentación de sólidos en lugares con baja velocidad durante periodos de tiempo seco y la acumulación de fangos en las paredes del alcantarillado. Al producirse una lluvia, el nuevo caudal puede llegar a resuspender todo o parte del material sedimentado, originando en las primeras etapas de la tormenta, elevadas concentraciones de contaminantes, que pueden verterse al medio receptor en los aliviaderos; a este fenómeno se le conoce como primer lavado y es típico de los reboses de alcantarillado unitario.

Durante una tormenta, el caudal originado por la precipitación es, normalmente, mucho mayor que el de tiempo seco. Este es el motivo por el cual los caudales observados durante el tiempo lluvioso encubren completamente, casi siempre, el caudal de tiempo seco.

Aunque en los años setenta en los Estados Unidos, y más tarde en Europa y Japón, se estudiaron las descargas por rebose de alcantarillado unitario, no hay una evaluación estadística, parecida a los estudios disponibles para la escorrentía urbana del NURP, para los reboses de alcantarillado unitario. La tabla 3-9. (Novotny, V.; 1994) presenta los antiguos datos estadísticos de la contaminación de los reboses de alcantarillado unitario y su comparación con los efluentes secundarios.

Tabla 3-9. Comparación de concentraciones en los RAU y los efluentes secundarios.

| COMPARACIÓN DE CONCENTRACIONES EN LOS REBOSES DE ALCANTARILLADO UNITARIO Y LOS EFLUENTES SECUNDARIOS. ¹ | | | |
|--|----------------------------------|-----------------------|----------------------------------|
| | Concentración media (mg/L) | | |
| Parámetros | RAU | Efluentes secundarios | Esorrentía ² |
| DBO ₅ | 115 | 30 | 10-13 |
| SST | 370 | 30 | 141-224 |
| Nitrógeno total | 9-10 | 30 | 2-3 |
| P-PO ₄ ³⁺ | 1.9 | 12 | 0.5-0.8 |
| Plomo ³ | 0.37 | 0.04 | 0.2 |
| Coliformes totales (NMP/100 ml) | 10 ⁵ -10 ⁷ | - | 10 ³ -10 ⁵ |

¹Después de U.S. EPA (1978)

²Datos del NURP

³Condiciones que reflejan los niveles de plomo antes de la prohibición de la gasolina con plomo en los Estados Unidos

Aunque las características presentadas en la tabla anterior son antiguas, proporcionan la comparación de los valores medios de un gran número de comunidades americanas con alcantarillado unitario.

En la siguiente tabla se presentan los valores, encontrados en la bibliografía, de concentraciones de aguas de rebores o descargas en tiempo de lluvia, desde redes unitarias.

Tabla 3-10. Valores encontrados en la literatura de concentraciones en los rebores de redes unitarias en tiempo de lluvia.

| PARÁMETROS DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA | ALEMANIA Varías fuentes [1] | GRAN BRETAÑA ELLIS (1989) [2] | NOVOTNY (1991) [3] | LARGER (1977) [4] | METCALF - EDDY (1991) [5] | ELLIS (1986) [6] | HOLANDA NWRW (1991) [7] | AGUA RESIDUAL TÍPICA METCALF - EDDY [5] | EFLUENTE EDAR TÍPICO |
|---|-----------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|--|-----------------------------------|
| SÓLIDOS SUSPENSIÓN SST (mg/L) | 45 - 55 | 176 - 647 (425) | 100 - 1100 | 273 - 551 (370) | 270 - 550 | 100 - 1000 | 105 - 320 | 100 - 350 | (20) |
| DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO DBO ₅ (mg/L) | 12 - 82 | 43 - 225 (90) | 60 - 200 | 59 - 222 (115) | 60 - 220 | 60 - 200 | 40 - 124 | 110 - 400 | (20) |
| DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO DQO (mg/L) | 80 - 230 | 250 - 530 (380) | ---- | 264 - 481 (367) | 260 - 480 | ---- | 148 - 389 | 250 - 1000 | ---- |
| NITRÓGENO AMONIAAL (N-NH ₄) (mg/L) | 3.8 - 11.7 | 3.1 - 8.0 (6.0) | ---- | ---- | ---- | ---- | ---- | 12 - 50 | ---- |
| NITRÓGENO TOTAL (mg/L) | 6.7 - 16.3 | 2.1 - 28.5 (8.3) | 3 - 24 | 4.3 - 16.6 (9.1) | 4 - 17 | 3 - 24 | ---- | 20 - 85 | (30) |
| FÓSFORO TOTAL (mg/L) | 1.8 - 2.7 | 6.5 - 14.0 (10.0) | 1 - 11 | 1.23 - 2.78 (1.95) | 1.2 - 2.8 | 1 - 11 | 2 - 5 | 4 - 15 | (10) |
| PLOMO (mg/L) | 0.01 - 0.1 | 0.08 - 0.45 (0.25) | (0.4) | 0.14 - 0.60 (0.37) | 0.14 - 0.60 | 0.4 | 0.04 - 0.1 | ---- | ---- |
| ZINC (mg/L) | 0.06 - 0.4 | 0.10 - 1.07 (0.87) | ---- | ---- | ---- | ---- | 0.04 - 0.05 | ---- | ---- |
| ACEITES (mg/L) | ---- | ---- | ---- | ---- | ---- | ---- | ---- | ---- | ---- |
| COLIFORMES TOTALES (UFC/100 ml) | ---- | ---- | 10 ⁵ - 10 ⁷ | ---- | ---- | 10 ⁵ - 10 ⁷ | ---- | 10 ⁶ - 10 ⁹ | 10 ⁴ - 10 ⁶ |
| COLIFORMES FECALIS (E. Coli) (UFC/100 mL) | ---- | 10 ⁵ - 10 ⁸ | ---- | 10 ² - 10 ³ | 2.10 ⁵ - 10 ⁶ | ---- | ---- | 10 ⁵ - 10 ⁸ | ---- |

[1] ALEMANIA, VARIAS FUENTES: Goettle (1978), Paulsen (1984), Klein (1982), Grottker (1987), Durchschlag (1987), Grottker (1989), citados por MARSALEK, J. *et al* (1993); [2] ELLIS, J.B. (1989); [3] NOVOTNY, V.; OLEM, H. (1994); [4] LAGER J.A., *et al.*, (1977); [5] METCALF & EDDY, (1991); [6] ELLIS, J.B. (1986); [7] NWRW (1991).

3.2.3. Problemática de los metales pesados

En los apartados anteriores se ha puesto de manifiesto que la movilización de metales pesados es muy significativa en los sistemas de saneamiento, tanto unitarios como separativos, en tiempo de lluvia. Si no se hace una gestión específica de esta contaminación, ésta será vertida a los sistemas acuáticos en donde se van a producir impactos crónicos o de toxicidad aguda. Por este motivo se profundiza en este apartado en los problemas que provocan los metales pesados, tanto en los procesos de depuración de aguas residuales como en los sistemas acuáticos receptores.

3.2.3.1. Antecedentes

Los metales no ferrosos se han utilizado desde hace mucho tiempo: el hombre empleó el bronce, una aleación de cobre con estaño, para fabricar armas, implementos, utensilios, para la decoración y el arte desde mucho antes de que descubriera la manera de extraer y utilizar el hierro. El cobre se empezó a extraer alrededor del año 4000 A.C.; el plomo fue descubierto alrededor del año 3000 A.C., aproximadamente al mismo tiempo que el estaño. A pesar de que el zinc ya se utilizaba en la fabricación de utensilios de latón en el año 1000 A.C., no fue sino hasta el siglo XVIII cuando se produjo en Europa este metal en estado puro. Aunque el níquel ya se había usado en la antigüedad para acuñar monedas, el metal puro se logró preparar por primera vez a principios del siglo XIX. El cadmio, que se encuentra asociado con el zinc, fue aislado por primera vez como un elemento individual más o menos en la misma época.

La Revolución Industrial inició una fase completamente nueva en la aplicación de los metales no ferrosos. El cobre, el bronce, el latón y los aceros dúctiles se volvieron esenciales para innumerables fines como la manufactura de las máquinas de vapor, la transmisión de la electricidad, la producción de armamento y la producción de artículos diversos. Mediante la investigación metalúrgica se creó un sinnúmero de diferentes aleaciones y compuestos metálicos utilizando los metales no ferrosos para darles propiedades altamente especializadas. En el transcurso de poco más de un siglo, la producción de metales no ferrosos se incrementó más de cien veces, hasta llegar a las cifras de consumo actuales.

Como consecuencia del uso de los metales ya aparecieron en la antigüedad diversas enfermedades que se han incrementado al aumentar su producción y consumo. En la época de los romanos ya se conocía el saturnismo (intoxicación con plomo) y los nuevos procesos de producción intensiva, creados para la fabricación de metales no ferrosos, provocaron nuevas enfermedades, tanto en el medio laboral como en otros entornos. En Gran Bretaña, por ejemplo, la inhalación de carbonilo de níquel, que es un intermediario en la producción del metal puro, provocó la muerte de varias personas. También a éste se le han atribuido un gran número de casos de cáncer de pulmón y de nariz que se detectaron en trabajadores de la industria del níquel expuestos a ese gas antes de 1925, cuando se empezaron a aplicar los reglamentos para controlar su presencia en el medio laboral.

A pesar de que la intoxicación laboral con cadmio se conoció por primera vez hace un siglo, el brote de la enfermedad Itai-Itai en algunas regiones de Japón después de la Segunda Guerra Mundial, despertó la preocupación por la presencia de cadmio

en el ambiente como resultado de las fundiciones. Ahora existen pruebas suficientes de que el cadmio se acumula en el riñón, en donde provoca una alteración tubular. Aún no se conoce con certeza la relación que existe entre dicha alteración y la fractura de huesos provocada por la osteomalacia en el Itai-Itai. Algunos expertos afirman que la enfermedad ya existía antes de la contaminación con cadmio.

Se sabe que los niños son en particular susceptibles a la intoxicación mediante la ingestión de plomo. Sin duda alguna, dichos casos y otros similares han llevado a la redacción de reglamentos y prácticas cada vez más estrictos para la producción de metales no ferrosos e, incluso, también en cuanto a su uso, como es el caso de algunos productos que contienen cadmio o plomo. Así, las pinturas que contienen plomo se han prohibido en muchos lugares con excepción de ciertos usos, y el uso de aditivos de plomo en la gasolina está desapareciendo.

En síntesis, en la actualidad, el uso de estos elementos se ha incrementado de forma alarmante, lo cual está asociado con el crecimiento de la población y con el desarrollo tecnológico mal planeado. Esta utilización excesiva ha provocado un aumento en la concentración de base de casi todos estos elementos y ha roto así sus ciclos biogeoquímicos naturales.

Por esta razón, algunos organismos absorben, de una u otra forma, cantidades excesivas de estos elementos los que, en la mayoría de los casos causan efectos mortíferos a los seres vivos. En los siguientes apartados se analizará con más detalle la toxicidad de los metales y se tratará el caso particular varios de ellos, en cuanto a sus efectos tóxicos para el hombre y los demás seres vivos.

3.2.3.2. Metales pesados en las aguas residuales de tiempo seco

La presencia de metales pesados en las aguas residuales puede producir efectos tóxicos o inhibidores sobre el sistema de tratamiento en la EDAR; especialmente en el caso de tratamientos biológicos. En las tablas 3-11, 3-12 y 3-13 se proporcionan una lista de contaminantes que pueden afectar a los procesos biológicos.

Tabla 3-11. Metales de importancia en depuración de aguas residuales (Metcal-Eddy, 2002)

| Metal | Símbolo | Nutrientes necesarios para crecimiento biológico | | Concentración máxima que genera inhibición a los organismos (mg/L) | Limitantes en la utilización de los fangos de EDAR en agricultura |
|------------|---------|--|-------|--|---|
| | | Macro | Micro | | |
| Arsénico | As | | | 0.05 | X |
| Cadmio | Cd | | | 1.0 | X |
| Calcio | Ca | X | | | |
| Cromo | Cr | | X | 10 (total Cr) / 1 (Hex) | |
| Cobalto | Co | | X | | |
| Cobre | Cu | | X | 1.0 | X |
| Hierro | Fe | X | | | |
| Plomo | Pb | | X | 0.1 | X |
| Magnesio | Mg | X | X | | |
| Manganeso | Mn | | X | | |
| Mercurio | Hg | | | 0.1 | X |
| Molibdeno | Mo | | X | | X |
| Níquel | Ni | | X | 1.0 | X |
| Potasio | K | X | | | |
| Selenio | Se | | X | | X |
| Sodio | Na | X | | | |
| Tungusteno | W | | X | | |
| Vanadio | V | | X | | |
| Zinc | Zn | | X | 1.0 | X |

Tabla 3-12. Valores para el control de vertido a la red de alcantarillado con proceso biológico en la EDAR.

| Metal | Pretratamiento municipal [1] | Toxicidad fangos activos [2] | Aerobio limitante [3] | Toxicidad anaerobio [4] | Nitrificación [5] |
|--------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------|-------------------------|-------------------|
| Cianuros (mg/L) | 2.0 - 10 | | | | |
| Cromo hexavalente (mg/L) | 0.05 - 10 | 1 - 10 | 1 | 1 - 50 | 0.05 - 0.5 |
| Cromo total (mg/L) | 0.5 - 25 | 50 | 50 | 50 - 500 | 0.05 - 0.5 |
| Cobre (mg/L) | 0.02 - 15 | 1 | 1 | 1 - 10 | 0.25 |
| Hierro (mg/L) | 5.0 - 50 | 100 - 1000 | 100 | 5 | 10 - 25 |
| Níquel (mg/L) | 0.5 - 12 | 1 - 2.5 | 1 | 2 | 0.08 - 0.5 |
| Zinc (mg/L) | 0.5 - 50 | 0.08 - 10 | 0.08 | 5 - 20 | |

[1] Rango de valores permitidos para el vertido a red de alcantarillado urbano en diversas ciudades USA.

[2] Rango de concentraciones de ciertos contaminantes en los que puede inhibirse el proceso de fangos activos.

[3] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos aerobios convencionales.

[4] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos de digestión anaerobia.

[5] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos de nitrificación.

Tabla 3-13. Umbral de concentración de contaminantes que inhiben el proceso de fangos activados (Metcalf and Eddy, 1995).

| Contaminante | Concentración (mg/L) | |
|------------------|----------------------------------|---------------|
| | Eliminación de materia carbonosa | Nitrificación |
| Aluminio | 15-26 | |
| Amoníaco | 480 | |
| Arsénico | 0.1 | |
| Borato | 0.01-100 | |
| Cadmio | 10-100 | |
| Calcio | 2500 | |
| Cromo (VI) | 1-10 | 0.25 |
| Cromo (III) | 50 | |
| Cobre | 1.0 | 0.005-0.5 |
| Cianuro | 0.1-5 | 0.34 |
| Hierro | 1000 | |
| Manganeso | 10 | |
| Magnesio | | 50 |
| Mercurio | 0.1-5.0 | |
| Níquel | 1.0-2.5 | 0.25 |
| Plata | 5 | |
| Azufre | | 500 |
| Zinc | 0.8-10 | 0.08-0.5 |
| Fenol | 200 | 4-10 |
| Cresol | | 4-16 |
| 2,4-Dinitrofenol | | 150 |

En esta última tabla se presentan metales pesados que pueden reaccionar con los enzimas microbiológicos y retrasar o inhibir completamente el metabolismo. Se verá más adelante que los metales pueden estar presentes de diversas formas y que no todas tienen el mismo comportamiento. En el caso de metales pesados presentes en forma precipitada, éstos podrían llegar a solubilizarse, como consecuencia de un cambio en el pH, y actuar reduciendo la eficacia de los procesos de tratamiento biológicos. Otra forma de presentarse los metales es formando compuestos orgánicos, cuya degradación puede provocar la liberación de metales tóxicos de complejos solubles, que alterarían la actividad biológica. Como consecuencia, si el agua residual contiene cantidades importantes de metales pesados que puedan inhibir o tener efectos negativos sobre los procesos de tratamiento, deberán llevarse a cabo los procesos de pretratamiento que sean necesarios para su eliminación. Este tratamiento puede hacerse en la fuente de origen o en la planta de tratamiento. Evidentemente lo deseable es evitar el vertido de metales en origen.

Además de los problemas mencionados hasta ahora, la presencia de metales en el afluente puede dar lugar a la presencia de dichos compuestos, tanto en el efluente como en los fangos producidos en la planta. La presencia en el efluente de dichos compuestos en concentraciones excesivas puede ser causa de trasgresión de los límites establecidos en la normativa que regula la toxicidad de los efluentes. Los niveles altos de metales pesados pueden inhibir la digestión anaerobia de los fangos, y pueden hacer inútiles los fangos para su aplicación posterior en agricultura.

En relación con esto último en el Real Decreto 1310/1990, de 29 de Octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario, se limita

el contenido de metales pesados en los lodos a utilizar en suelos. Los valores limitantes, en función de pH del suelo en el que se van a utilizar, se pueden ver en la tabla que se presenta a continuación.

Tabla 3-14. Valor límite de concentración de metales pesados en los lodos destinados a su utilización agraria.

| Parámetros | Valores límite (mg/kg de materia seca) | |
|------------|--|--------------------------|
| | Suelos con pH menor de 7 | Suelos con pH mayor de 7 |
| Cadmio | 20 | 40 |
| Cobre | 1000 | 1750 |
| Níquel | 300 | 400 |
| Plomo | 750 | 1200 |
| Zinc | 2500 | 4000 |
| Mercurio | 16 | 25 |
| Cromo | 1000 | 1500 |

En cuanto a los límites establecidos en la normativa que regula la toxicidad de los vertidos a la red de alcantarillado, para proteger las vidas y la salud de los operarios que trabajan en las alcantarillas y la propia estructura de alcantarillado, además de para evitar los problemas mencionados anteriormente, se observa que varían mucho en función del país en el que nos encontremos, e incluso dentro de cada país. A continuación se presentan dos tablas en la que se comparan los valores limitantes, para los vertidos de aguas residuales a alcantarillado según distintas legislaciones para diversos tipos de contaminantes, entre los que se encuentran algunos metales. En la tabla 3-15 se presentan los valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones extranjeras, mientras que en la tabla 3-16 se hace referencia a las limitaciones en varias legislaciones nacionales.

Tabla 3-15. Valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones extranjeras.

| | ALEMANIA (1) | SUECIA (2) | BELGICA 1971 (3) | FRANCIA 1977 (4) | G. BRETAÑA 1973 (5) | SUIZA 1975 (6) | LONDRES (7) |
|-----------------------------|----------------------------|---------------|------------------------|------------------------|---------------------------|----------------------|----------------|
| Aceite mineral | | 50 | | | | | |
| Grasas (vegetales-animales) | | 150 | | | | | |
| Aceites mg/L | 100-250 | | 500 | | 500 | | 0-500 |
| Acidez miliequiv/L | | | | | | | |
| Alcalinidad miliequiv/L | | | | | | | |
| Amonio mg/L nitrógeno | | | | 80 | | | 50-100 |
| Arsénico mg/L | 0.5 | 1 | | | | 0.1 | 10 |
| Cadmio total mg/L | 0.5 | 0.005 | | | | 0.1 | 1 ó 0.1kg/día |
| Calcio mg/L | | | | | | | |
| Carbono orgánico total mg/L | | | | | | | |
| Cianuros libres mg/L | 1 | | | | 2-10 | 0.5 | |
| Cianuros totales mg/L | 20 | 0.5 | | | | | 5.-20 |
| Zinc total mg/L | 5 | 2.0 | | | | 2 | 5 |
| Cloruros mg/L | | 2500 | | | | | |
| Cobre total mg/L | 1 | 1.0 | | | | 1 | 5 |
| Conductividad µS/cm | | 5000 | | | | | |
| Cromo hexavalente mg/L | 0.2 | | | | 2 | 0.5 | |
| Cromo total mg/L | 1 | 2 | | | | | 15 |
| Cromo trivalente mg/L | | | | | | 2 | |
| Dureza °F | | | | | | | |
| Estaño total mg/L | 5 | 1 | | | | | |
| Fenoles mg/L | 100 (CH OH) | | | Prohibidos | | 1.5 | |
| Fluoruros mg/L F- | 50 | 10 | | | | 10 | |
| Fosfatos mg/L fósforo | 50 | | | | | | |
| Hidrocarburos mg/L | 100 | | | | | 20 | |
| Hierro mg/L | - | - | | | 10-20 | 20 | |
| Magnesio mg/L | - | 300 | | | | | |
| Manganeso total mg/L | | 5 | | | | | |
| Mercurio total mg/L | 0.1 | 0.002 | | | | 0.01 | |
| Níquel total mg/L | 1 | 1 | | | | 2 | 5 |
| N de amonio y amoniaco mg/L | 100<5000h-e 200>5000h-e | 30 | | | | | |
| N de nitrato | | | | | | | |
| N de nitrito | 10 | 10 | | | | | |
| Nitrógeno total mg/L N | | | | 60 | | 10 | |
| pH | 6.5-10 | 6.5-10 | 6.5-9.5 | 5.5-8.5 | 6-10 | 6.5-9 | 6-11 |
| Plata mg/L | 1 | 0.5 | | | | | |
| Plomo total mg/L | 1 | 1 | | | | 0.5 | 10 |
| Selenio mg/L | 2 | 1 | | | | | |
| Sólidos disueltos mg/L | | | | | | | |
| Sólidos en suspensión mg/L | | | 20-100 | 10 | 100-400 | | |
| Sólidos totales mg/L | | | | | | | |
| Sulfatos mg/L | 600 | 300 | | | | 300 | 1000-1500 |
| Sulfitos mg/L | | 50 | | | | | |
| Sulfuros libres mg/L | | | | | 1200 | 1 | |
| Sulfuros totales mg/L | 2 | 1 | | | | | 1.0-10 |
| Temperatura °C | 35 | 10-45 | 45 | 30 | 30-43 | 60 | 43 |

(1) y (2) Vertidos Industriales a Colector. Un intercambio de experiencias 1997. East of Scotland Water. Consorcio de Aguas del Gran Bilbao. VAV. Cork County Council.

(3) Normas para vertidos a alcantarillado. Ley 26 de marzo de 1971.

(4) Normas para vertidos industriales de baja carga y alejados de captaciones de agua para abastecimiento, de platos, viveros de marisco o cotos de salmónidos. Resolución de 6 de enero de 1977.

(5) Normas para vertidos al alcantarillado. Water Protection Act, 1973.

(6) Normas para vertido a alcantarillado o antes de estación depuradora. Ordenanza sobre vertidos de aguas residuales de 8 de diciembre de 1975.

(7) condiciones consentidas para la descarga de efluentes industriales en el alcantarillado de Londres. Ley de Control de Polución de 1974 (Sección 23).

Tabla 3-16. Valores limitantes de vertido en diferentes legislaciones nacionales.

| | ORENSE (8) | VIGO (9) | MADRID (10) | BARCELONA (11) | BILBAO (12) | ZARAGOZA (13) |
|--|--|-------------------------------------|------------------------|---------------------------|------------------------|--------------------------|
| Aceites mg/L | 150-250 | 100 | 100 | 200 | 500 | 200 |
| Aluminio mg/L | 20-30 | 10 | | | | |
| Arsénico mg/L | 1-2 | 1 | 1-2 | 1 | 1.5 | 1 |
| Bario mg/L | 20-25 | 20 | | | | |
| Boro mg/L | 5-10 | 5 | 4 | | | |
| Cadmio total mg/L | 0.5-1 | 0.2 | 1 | 2 | 1.5 | 0.5 |
| Calcio mg/L | | | | | | |
| Carbono orgánico total mg/L | | | | | | |
| Cianuros libres mg/L | 2-4 | | | 2 | | 2 |
| Cianuros totales mg/L | 5-10 | 1 | 5 | 5 | 2 | |
| Zinc total mg/L | 10-20 | 5 | 5 | 10 | 15 | 7 |
| Cloruros mg/L | 2000-2500 | 2000 | | | | |
| Cobre total mg/L | 3-5 | 0.5 | 5 | 6 | 7.5 | 2 |
| Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$ | 5000 | | | | | 3000 |
| Cromo hexavalente mg/L | 0.5-1 | 0.5 | 5 | 1 | | 1 |
| Cromo total mg/L | 5-10 | 4 | 5 | 8 | 7.5 | 5 |
| Cromo trivalente mg/L | | | | | | |
| DBO ₅ mg/L | 750-1000 | 600 | 1000 | | | 500 |
| DQO mg/L | 1500-2000 | 1000 | | | | 1500 |
| Dureza °F | | | | | | |
| Estaño total mg/L | 10-15 | 5 | | 4 | | 2 |
| Fenoles mg/L | 2-5 (C ₆ H ₅ OH) | 5 | 10 | 5 | 50 | 10 |
| Fluoruros mg/L F- | 10-15 | 10 | | | | |
| Fosfatos mg/L fósforo | 50 (P) | 60 (PO ₄ ³⁻) | | | | |
| Hidrocarburos mg/L | | | | | | |
| Hierro mg/L | 20-30 | 10 | 50 | | 150 | 10 |
| Magnesio mg/L | | | | | | |
| Manganeso total mg/L | 5-10 | 2 | | 2 | | |
| Materias extraíbles mg/L | 150 | | | | | |
| Materias inhibidoras Etox/m ³ | 50 | | | | | |
| Mercurio total mg/L | 0.1-0.2 | 0.05 | 1 | 0.02 | 1.5 | 0.05 |
| Níquel total mg/L | 5-10 | 2 | 5 | 10 | | 2 |
| N de amonio-amoniaco mg/L | 50 (NH ₃) | 30 (NH ₃) | | | | |
| N de nitrato | 100 | 20 | | | | |
| N de nitrito | | | | | | |
| Nitrógeno total mg/L N | | 50 | | | | |
| Pesticidas mg/L | 0.1 | 0.2 | | | | |
| pH | 5.5-9.5 | 6-10 | 6-10 | 5.5-11 | 6-9.5 | 5.5-9.5 |
| Plata mg/L | | 2 | | | | |
| Plomo total mg/L | 1-2 | 0.7 | 1.-2 | 2 | 3 | 1 |
| Sales solubles $\mu\text{S}/\text{cm}$ | 7500 | | | | | |
| Selenio mg/L | 0.5-1 | 0.5 | | 1 | | 1 |
| Sólidos disueltos mg/L | | | | | | |
| Sólidos en suspensión mg/L | 750-1000 | 600 | 1000 | | 600 | 500 |
| Sólidos totales mg/L | | | | | | |
| Sulfatos mg/L | 1000-1500 | 2000 | 1000 | 1500 | 1500 | |
| Sulfitos mg/L | 20 | 10 | | 20 | | |
| Sulfuros libres mg/L | 1-2 | | | 0.5 | | |
| Sulfuros totales mg/L | | 5 | 5 | 5 | 2 | 5 |
| Temperatura °C | 40 | 40 | 50 | 40 | 45 | 40 |
| Tensoactivos aniónicos mg/L | 5-10 | 12 | | | | |
| Titanio (Ti) mg/L | 5-10 | | | | | |

(8) Reglamento de vertidos à rede municipal de saneamento e uso desta. 3 de decembro de 1997.

(9) Ordenanza municipal reguladora dos vertidos non domésticos de augas residuais. Boletín Oficial de Pontevedra, Nº 200- Martes 18 octubre 1994.

(10) Ordenanza general del medio ambiente urbano del Ayuntamiento de Madrid (ECOIRIS AGUAS)

(11) Ordenanza general de control de la contaminación y consumo de las aguas del Ayuntamiento de Barcelona (ECOIRIS AGUAS)

(12) Vertidos Industriales a Colector. Un intercambio de experiencias 1997. East of Scotland Water. Consorcio de Aguas del Gran Bilbao. VAV. Cork County Council

(13) Ordenanzas municipales del medio ambiente del Ayuntamiento de Zaragoza (ECOIRIS AGUAS)

Se pone de manifiesto la gran diferencia que presentan los valores límites admisibles de algunos parámetros según la legislación que se considere. Así, por ejemplo, se puede observar que, para el arsénico, la legislación [7] establece 10 mg/L, valor superior en un orden de magnitud al resto; el cromo hexavalente también presenta discrepancias entre normativas, así [10] es la más permisiva con 5 mg/L, contrastando con cifras más restrictivas de 0.1 ó 0.2 mg/L; por lo que respecta al hierro, [12] presenta 150 mg/L, que es el más elevado y unos dos órdenes de magnitud superior al de [9] y [13], que son los inferiores; en el mercurio también hay grandes diferencias, ya que entre los límites superior e inferior [10] y [2] hay una relación de 500; [7] admite la mayor cantidad de plomo total mostrando una permisividad mucho más elevada que el resto, etc.

3.2.3.3. Metales pesados en las aguas residuales en tiempo de lluvia

El origen de los metales pesados en las aguas residuales suele ser industrial. Sin embargo, en el caso de redes unitarias se ha observado la presencia de metales pesados, en tiempo de lluvia, cuyo origen puede estar en las aguas procedentes de la escorrentía superficial urbana.

La EPA adoptó en su “Nationwide Urban Runoff Program” (1983) los siguientes parámetros como parámetros estándar de caracterización de las aguas de escorrentía:

- Sólidos en suspensión totales (SST)
- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5)
- Demanda química de oxígeno (DQO)
- Fósforo total (PT)
- Fósforo soluble (PS)
- Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)
- Nitrito y nitratos (NO^{3-} y NO^{2-})
- Cobre total (Cu)
- Plomo total (Pb)
- Zinc total (Zn)

La EPA evaluó una lista con un gran número de otros parámetros, y explicó la selección diciendo que contiene los contaminantes de interés general, que son examinados en estudios, tanto de fuentes puntuales de contaminación como de fuentes difusas, e incluye representantes de importantes categorías de contaminantes (sólidos, sustancias consumidoras de oxígeno, nutrientes y metales pesados).

El NURP se desarrolló durante los años 1978 y 1983, en 22 ciudades, con un total de 81 emplazamientos de control (28 proyectos). Se muestrearon más de 2300 sucesos. No obstante, no todos los contaminantes fueron medidos en todos los lugares. En la mayor parte de los puntos de control, se tomaron muestras ponderadas a caudal, que permitían obtener la concentración media de un contaminante por suceso (CMS).

En el NURP se muestrearon 120 contaminantes prioritarios, de los cuales 77 fueron detectados en las aguas de escorrentía de zonas comerciales, residenciales e industriales.

Tabla 3-17. Contaminantes prioritarios detectados en al menos un 40% de las muestras del NURP.

| Metales y sustancias inorgánicas | Frecuencia de detección |
|----------------------------------|-------------------------|
| Arsénico | 52 % |
| Cadmio | 48 % |
| Cromo | 58 % |
| Cobre | 91 % |
| Plomo | 94 % |
| Níquel | 43 % |
| Zinc | 94 % |

Otros estudios, como los realizados en París en 1998 por Gromaire-Mertz et al. sobre la escorrentía recogida de 4 tejados, 3 patios y 6 calles, demostraron la importancia de la contaminación de metales pesados en dichas aguas. En dicho estudio se analizaron las concentraciones de cobre, plomo, zinc y cadmio, y los valores más altos se obtuvieron en las aguas procedentes de los tejados, evidentemente relacionados con los materiales de que estaban contruidos.

3.2.3.4. Toxicidad de los metales pesados

En términos geológicos, los elementos traza se definen como los que se encuentran en una concentración de 1000 ppm o inferior en la corteza terrestre. Sólo doce elementos no entran en esta clasificación: oxígeno, silicio, aluminio, hierro, calcio, sodio, potasio, magnesio, titanio, hidrógeno, fósforo y manganeso. Los metales traza, en sentido geológico, son la principal fuente de los problemas de toxicidad debidos a los metales puesto que la mayoría de los organismos no se adaptan a ellos cuando se encuentran localmente en el ambiente en altas concentraciones.

Los metales traza pueden dividirse en pesados (con densidades superiores a 5 g/cm³) y ligeros (con densidades inferiores a 5 g/cm³). Los metales pesados son sustancias necesarias para los ecosistemas en pequeñas cantidades (son micronutrientes) pero si superan una determinada cantidad (acumulación) o una determinada concentración (toxicidad), sus efectos resultan perjudiciales.

Los niveles excesivos de metales traza pueden producirse de modo natural como resultado de fenómenos geológicos normales, como la formación de menas. La meteorización de las rocas, la lixiviación o, en el caso del mercurio, la degasificación, pueden provocar que estos metales estén disponibles en la biosfera. Los seres humanos también liberan metales quemando combustibles fósiles, extrayendo

minerales, descargando residuos industriales, agrícolas y domésticos, o mediante la aplicación de deliberada de plaguicidas. Una vez que están disponibles en el ambiente, lo normal es que los metales no cambien de lugar con rapidez ni experimenten destoxicación rápida a través de actividades metabólicas si han sido ingeridas.

El efecto tóxico de los metales pesados está relacionado con los procesos de bioacumulación y con los fenómenos de intoxicación crónica. La intoxicación crónica es la consecuencia de una repetida absorción de un tóxico. A veces la absorción se realiza en cantidades por sí mismas insuficientes para hacer patentes trastornos tóxicos, pero por acumulación del producto dentro del organismo (normalmente en órganos o tejidos concretos de los cuales el organismo es incapaz de procesar o excretar) o por suma de efectos lesivos, con el transcurso del tiempo lleva a estados patológicos. En consecuencia, el paso al ambiente de los metales pesados debe ser controlado cuidadosamente.

Una vez en el medio acuático, los iones metálicos se pueden encontrar en forma libre o formando complejos con elementos inorgánicos u orgánicos. Los metales pueden incorporarse a los sedimentos, ya sea al precipitar o por quedar adsorbidos por ellos.

Existe una relación directa entre la toxicidad de una especie y la forma química bajo la que está presente. Generalmente se considera que la toxicidad de un metal pesado es mayor si se encuentra en forma iónica libre o formando complejos inorgánicos que si está formando complejos orgánicos, menos débiles. Por lo tanto, para el estudio de la toxicidad de los metales pesados es necesario el conocimiento de las distintas formas químicas bajo las que se encuentra en el medio.

La distribución de las concentraciones de metal total entre las diferentes formas metálicas, con su toxicidad asociada, puede ser definida como fraccionamiento (la distribución de los metales entre las fases particular y disuelta) y especiación (la distribución de los metales disueltos entre complejos inorgánicos y orgánicos y las formas libres). El fraccionamiento y la especiación de los metales varían con las condiciones del metal y del lugar. Los procesos químicos que controlan el fraccionamiento y la especiación en las aguas son: la adsorción, la formación de compuestos inorgánicos, la formación de compuestos orgánicos y la precipitación-disolución de sólidos.

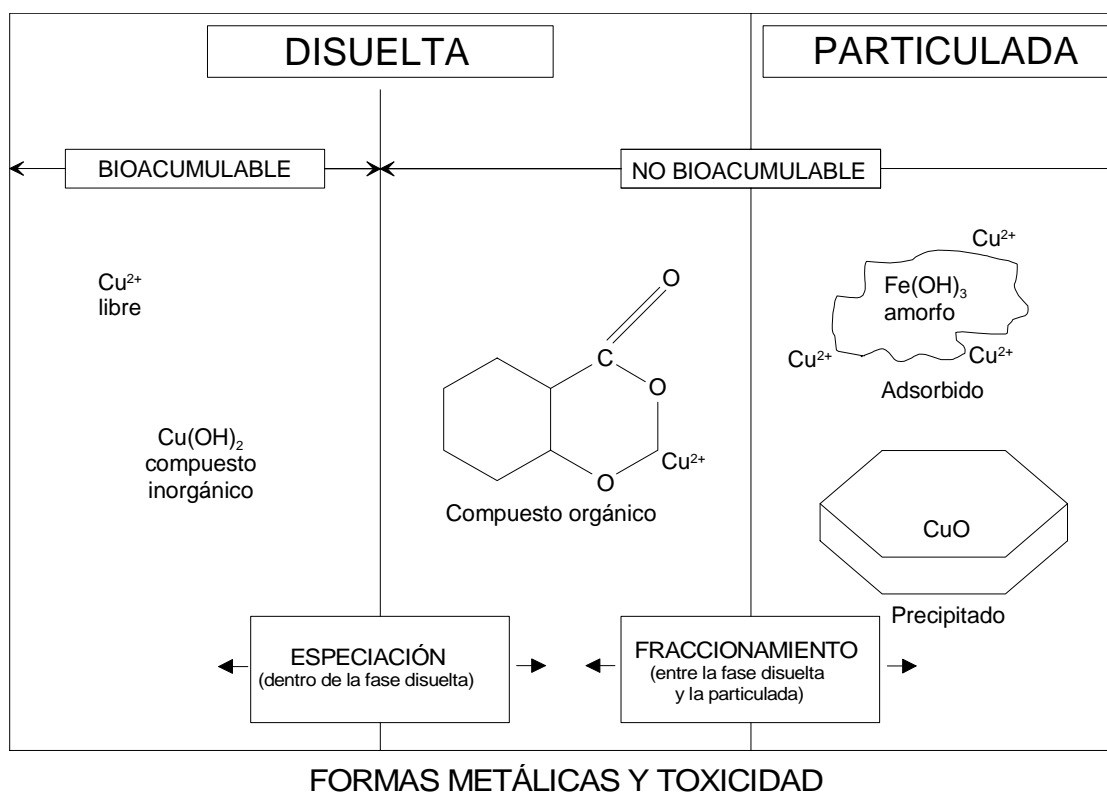


Figura 3-4. Formas metálicas y toxicidad (Paulson C., 1993).

Adsorción

La adsorción de metales por partículas es importante en aguas con concentraciones altas de sólidos en suspensión. Diversos tipos de sólidos pueden servir como superficies adsorbentes, incluidos los hidróxidos de hierro y manganeso, las arcillas, los óxidos de aluminio, la sílice, y los sólidos orgánicos.

Formación de compuestos inorgánicos

La formación de compuestos inorgánicos se produce cuando los compuestos están formados por cationes metálicos y un número de aniones comunes, incluidos el hidróxido (OH^-), el carbonato (CO_3^{2-}), el sulfato (SO_4^{2-}), y el cloruro (Cl^-). La formación de compuestos inorgánicos depende de las condiciones de pH, de las concentraciones y de la competencia de especies. Los compuestos inorgánicos no son, generalmente, compuestos muy fuertes; y tienen menos probabilidades de formarse, a menos que las concentraciones de anión sean altas.

Formación de compuestos orgánicos

En la formación de compuestos orgánicos las formas metálicas se unen con formas orgánicas tales como ácidos húmicos y fúlvico, que son derivados del carbono orgánico disuelto. En general, la fortaleza relativa de las uniones de compuestos orgánicos con metales sigue el orden decreciente: plomo, cobre, zinc, manganeso, calcio, magnesio. Sin embargo, altas concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} pueden competir con los metales traza. Los iones de hidrógeno

también compiten con los metales a la hora de unirse a formas orgánicas, así que la capacidad de composición orgánica para metales desciende con la disminución de pH.

Precipitación-disolución de sólidos:

La precipitación de los metales asociados a los sólidos se produce cuando las concentraciones de sólidos exceden a la solubilidad de los mismos. Para que esto ocurra deben darse unas determinadas condiciones cinéticas durante el tiempo suficiente.

Definir los principales metales susceptibles de ocasionar problemas no es fácil. La Agencia para la Protección Ambiental de Estados Unidos ha definido el berilio (un metal traza ligero) y el mercurio (un metal traza pesado) como peligrosos, es decir, que una exposición ligera puede causar daños a la salud humana. Otros nueve metales han sido definidos como candidatos a peligrosos, lo cual significa que son peligros potenciales que deben mantenerse bajo control. Estos nueve metales son: el bario, el cadmio, el cobre, el plomo, el manganeso, el níquel, el zinc, el vanadio y el estaño. Todos ellos, excepto el manganeso, son metales traza, y todos, excepto el bario, son metales pesados. Al seleccionar estos metales, la Agencia para la Protección Ambiental de Estados Unidos ha ignorado deliberadamente metales que son tóxicos para los seres humanos cuando las concentraciones en el ambiente son todavía muy bajas, como el antimonio y el arsénico. Los criterios que ha seguido la EPA para elaborar estas listas de metales peligrosos y metales candidatos a peligrosos son: el número y la importancia de las fuentes, y el número y la gravedad de las personas afectadas por las intoxicaciones.

Desde el punto de vista de la contaminación ambiental los metales pueden clasificarse como: metales no críticos, tóxicos pero insolubles o muy raros, y muy tóxicos y relativamente accesibles. Esta clasificación se muestra en la tabla 3-18.

Tabla 3-18. Clasificación de los metales según su toxicidad y su disponibilidad.

| Metales no críticos | | Metales tóxicos pero insolubles o muy raros | | Metales tóxicos y accesibles | | |
|---------------------|----|---|----|------------------------------|----|----|
| Na | Fe | Ti | Ga | Be | Se | Hg |
| K | Li | Hf | La | Co | Te | Tl |
| Mg | Rb | Zr | Os | Ni | Pd | Pb |
| Ca | Sr | W | Rh | Cu | Ag | Sb |
| C | Al | Nb | Ir | Zn | Cd | Bi |
| P | | Ta | Ru | Sn | Pt | |
| | | Re | Ba | As | Au | |

A continuación se trata la toxicología que pueden presentar once metales, entre los que se incluyen los estudiados en el NURP:

3.2.3.4.1. Aluminio

El aluminio se utiliza ampliamente como una alternativa al acero para estructuras y al cobre en la conducción de electricidad y calor. Su forma oxidada es utilizada en la industria como abrasivo. El hidróxido de aluminio también es usado como antiácido por personas con desordenes digestivos. El aluminio también es profusamente utilizado en el tratamiento de aguas.

La introducción accidental de 20 toneladas de sulfato de aluminio en el sistema de abastecimiento del distrito de Camelford de Cornwall, en julio de 1988, causó graves efectos negativos en la salud de la población. Este accidente, no sólo elevó la concentración del aluminio en el agua de suministro, sino que aumentó la acidez del agua, lo que provocó la solución del cobre de las tuberías y del plomo de las juntas. Además de los efectos en las personas, miles de peces murieron cuando el agua contaminada fue vertida a un río.

El aluminio puede provocar problemas pulmonares (fibrosis pulmonar) que pueden derivar en enfermedades de mayor gravedad. Sin embargo, la mayoría de la población está expuesta al aluminio, principalmente por la comida y bebida, más que por partículas en el aire, debido al uso de aluminio en los recipientes de cocina, las latas de alimento y bebidas, etc. Se sabe que los pacientes con problemas renales pueden llegar a desarrollar demencia como resultado de la acumulación de aluminio procedente del agua. Algunas investigaciones acerca de la composición del cerebro de enfermos de Alzheimer revelaron elevadas concentraciones en aluminio. Sin embargo, otros estudios no han revelado estas acumulaciones de aluminio. Por tanto, hay demasiada incertidumbre sobre la relación causal entre el metal y el desarrollo de la enfermedad.

La concentración máxima admisible de aluminio para el agua destinada a bebida se fija en 200 µg/L según la legislación española.

3.2.3.4.2.Cromo

Como la mayoría de los metales, el cromo está ampliamente distribuido. Para la mayoría de los microorganismos, es esencial como micronutriente en cantidades traza para el metabolismo de las grasas y de los hidratos de carbono. En la industria se usa para fabricar aceros, en los recubrimientos de cromo y para curtir el cuero. Los cromatos son solubles en agua y pueden envenenar los procesos de tratamiento de las aguas residuales. El ión cromo puede existir en cuatro estados de valencia: Cr^{2+} , Cr^{3+} , Cr^{5+} y Cr^{6+} . De ellos, el ión hexavalente es el más tóxico y debe reducirse al estado trivalente para formar productos insolubles, antes que los residuos de cromo pasen al ambiente.

La toxicidad del cromo hexavalente es del orden de 100 veces superior a la del cromo trivalente. Afortunadamente, debido a la acidez del estómago, suele producirse la reducción del cromo hexavalente, siendo la capacidad de absorción intestinal del cromo inferior al 1%. Por este motivo, los mamíferos pueden tolerar niveles de cromo relativamente elevados sin que se produzcan efectos nocivos.

El cromo hexavalente ha estado implicado en envenenamientos en Japón. En este caso, los aerosoles procedentes de las plantas de refinado del cromo parecen haber afectado a un número considerable de personas, causando cáncer de pulmón. Además de esto, se ha demostrado que los cromatos irritan los ojos, la nariz y la garganta, y la exposición crónica puede provocar daños en el hígado y los riñones. Un efecto característico sobre los seres humanos es la aparición de perforaciones en el septo nasal. A nivel celular parece ser que el cromo hexavalente puede causar anormalidades cromosómicas. El cromo es particularmente peligroso porque se acumula en muchos organismos. Se ha demostrado que algunas algas acuáticas concentran cromo 4000 veces sobre el nivel de su ambiente inmediato.

El límite tolerable para la bebida se fija en España en 50 µg/L para el cromo.

3.2.3.4.3.Manganeso

El manganeso está ampliamente extendido y tiene una considerable importancia en la fabricación del acero. Biológicamente es un micronutriente esencial para la mayoría de los organismos. No obstante, en cantidades excesivas afecta a los animales de modo adverso, causando calambres, temblores y alucinaciones, neumonía mangánica y degeneración renal.

La reglamentación española fija en 50 µg/L la concentración máxima admisible en las aguas destinadas para bebida.

3.2.3.4.4.Hierro

El hierro es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre. Su principal uso consiste en el hierro estructural y el acero, pero también se usa para fabricar tintes y abrasivos. Es un micronutriente esencial en cantidades traza para la mayoría de los organismos, pero la ingestión en cantidades excesivas puede originar la inhibición de la actividad de muchos enzimas. Las cantidades consumidas deben ser muy grandes, debido a que sólo una pequeña proporción del hierro ingerido es absorbida en el tracto gastrointestinal. La inhalación de polvos de hierro puede causar una neumoconiosis benigna y puede resaltar los efectos dañinos del dióxido de azufre y varios carcinógenos.

Muchos cursos de agua están envenenados por altos niveles de hierro resultantes del drenaje de las minas. La pirita, sulfuro de hierro, se encuentra a menudo asociada a los depósitos de carbono. Al exponerse a la humedad y al oxígeno atmosférico, el ión ferroso es oxidado al estado férrico, reacción que frecuentemente viene acelerada por las bacterias del grupo Thiobacillus-Ferrobacillus. El ión férrico puede entonces reaccionar con el sulfuro en presencia de agua, produciendo ácido sulfúrico, o reaccionar directamente con agua, produciendo una masa amarilla y floculenta de hidróxido férrico. Además de ser ácida, el agua afectada de esta manera es deficiente en oxígeno. Se reconoce que este envenenamiento de los cursos de agua es una de las principales causas de muerte de los peces en Estados Unidos. Aunque están particularmente asociados con la minería, los cursos de agua que atraviesan estratos cargados de hierro pueden “impurificarse” de forma natural.

En España, para el hierro se fija en 200 µg/L la concentración máxima admisible en las aguas destinadas para bebida.

3.2.3.4.5.Níquel

El níquel se usa en varias formas para recubrimientos, como catalizador, como mordiente y en cerámica. De nuevo es un micronutriente para la mayoría de los organismos, pero cantidades excesivas ejercen efectos tóxicos. En los animales, estos efectos abarcan dermatitis y desórdenes respiratorios, incluido cáncer de pulmón, después de la inhalación. Entre los enzimas inhibidos están la citocromo oxidasa, la isocitrato deshidrogenasa y la maleico deshidrogenasa. Un derivado particularmente venenoso del níquel es el níquel-tetracarbonilo.

El límite tolerable para la bebida estaba, en España, hasta el 31/12/2003 en 50 µg/L para el níquel, a partir del 1/1/2004 ha quedado fijado en 20 µg/L.

3.2.3.4.6.Cobre

El cobre es uno de los metales traza más abundantes. Es ampliamente usado en su estado metálico, ya sea en forma pura o en aleaciones. Para la mayoría de los organismos es un micronutriente esencial. Puede encontrarse en concentraciones muy altas en el agua, en los sedimentos y en las biotas de algunas áreas localizadas, como resultado de las actividades mineras, del uso intensivo de las pellas de cobre en la cría de cerdos, o de la aplicación de funguicidas de cobre. El carácter tóxico del cobre viene siendo utilizado para la protección de los cascos de los buques contra la fijación de determinados organismos. Actualmente se utiliza cobre y otros metales como plomo, zinc, estaño o mercurio en la fabricación de pinturas antiincrustantes. Los metales contenidos en dichas pinturas se solubilizan en el agua de mar y resultan tóxicos para los organismos que puedan atacar al casco. Este tipo de protección es una de las fuentes más importantes de contaminación por metales en las aguas próximas a los puertos.

La toxicidad del cobre es conocida desde hace mucho tiempo por las características organolépticas que confiere a los animales que viven en zonas contaminadas. Así, en el año 1886, Lankester demostró que la coloración verde que presentaban las ostras de algunas zonas de Norteamérica era debida a un exceso de cobre acumulado por estos moluscos, haciéndolos inadecuados para el consumo humano.

No existen pruebas de amplificación de las cadenas tróficas. Por consiguiente, la mayoría de los efectos tóxicos son debidos a la exposición inmediata al elemento. La toxicidad del cobre parece deberse a la facilidad con que reacciona con aminoácidos y proteínas, dando origen a compuestos muy estables. Todos los organismos experimentan daños debidos a concentraciones excesivas, que pueden ser tan bajas como 0.5 ppm en el caso de las algas. La mayoría de los peces mueren si se alcanzan concentraciones del orden de 1-5 ppm. En los animales superiores, los daños cerebrales son un rasgo característico del envenenamiento por cobre.

La reglamentación española fija para el cobre la concentración máxima admisible en 2000 µg/L.

3.2.3.4.7.Zinc

El zinc constituye sólo el 0.004 % de la corteza terrestre. Se emplea fundamentalmente como recubrimiento de otros metales, particularmente el hierro y el acero galvanizados. Es un micronutriente esencial y, por lo general, se considera como uno de los elementos menos peligrosos, aunque su toxicidad puede aumentar debido a la presencia de arsénico, plomo, cadmio y antimonio como impurezas. Se han observado efectos tóxicos por la inhalación de humos procedentes de baños en los que se efectúa la galvanoplastia. La “fiebre del zinc” producida por la inhalación de estos humos se caracteriza por escalofríos, fiebre y náuseas. La eliminación de los humos conduce a la recuperación completa. Los humos de cloruro de zinc pueden causar, en ocasiones, edemas mortales en los pulmones. Los contenedores de zinc o los contenedores galvanizados no son recomendables para el

almacenamiento de alimentos, pero son aceptables para el almacenamiento de agua para beber. Esto es debido a que los alimentos ácidos pueden disolver suficiente zinc como para causar envenenamiento. Un aspecto que contribuye a minimizar el riesgo de envenenamiento con zinc es que dichos elementos se pierden a lo largo de las cadenas tróficas, a diferencia del metilmercurio o del metilcadmio, que se acumulan.

La reglamentación española para el zinc no especificando la concentración máxima admisible.

3.2.3.4.8. Arsénico

El arsénico es un metal no esencial de amplia distribución. Se usa en aleaciones, plaguicidas, agentes conservadores de la madera y en algunas preparaciones médicas. Fue inicialmente usado en los pigmentos para pinturas, pero este uso cesó cuando se descubrió que, en condiciones húmedas, los mohos convierten el arsénico en arsina y trimetilarsina, gases altamente tóxicos. El arsénico es un veneno acumulativo, causando vómitos y dolores abdominales antes de la muerte. También puede causar dermatitis y bronquitis y puede ser carcinógeno para los tejidos de la boca, el esófago, la laringe y la vejiga. A nivel celular puede desacoplar la fosforilación oxidativa y competir con el fósforo en las reacciones metabólicas.

El arsénico se concentra en los organismos que están expuestos a este elemento y se acumula a lo largo de las cadenas tróficas. La acumulación en los peces parece venir favorecida al aumentar la salinidad. Los cangrejos y las langostas acumulan especialmente altas concentraciones, pero no se tiene constancia de su implicación en casos de envenenamiento humano.

El límite tolerable para la bebida de arsénico estaba, en España, hasta el 31/12/2003 en 50 µg/L, a partir del 1/1/2004 ha quedado fijado en 10 µg/L.

3.2.3.4.9. Cadmio

El cadmio se encuentra normalmente en el suelo y en agua en bajas concentraciones. Usualmente se extrae a partir de minerales de zinc, especialmente sulfuro de zinc. Industrialmente, el cadmio se usa como agente antifricción, como agente antioxidación y en aleaciones. También se utiliza en la fabricación de semiconductores, varillas de control para los reactores nucleares, bases de electrodeposición, en la manufactura de PVC y en baterías. En el ambiente, el cadmio es peligroso porque muchas plantas y algunos animales lo absorben eficazmente y lo concentran dentro de sus tejidos (para los organismos marinos las concentraciones varían entre 100 y 1000). No obstante, normalmente la retención a partir del alimento por parte de los mamíferos es baja (sólo se asimila el 6% de la dosis que se absorbe), pero la absorción aumenta si los mamíferos están sometidos a una dieta baja en calcio. Una vez absorbido el cadmio, que no es un metal esencial, se asocia con las proteínas de bajo peso molecular (metalotioneína) y se acumula en los riñones, el hígado y los órganos reproductores. Dosis muy pequeñas pueden causar vómitos, diarrea y colitis. La exposición continua al cadmio causa hipertensión, agrandamiento del corazón y muerte prematura. Existen ciertas

pruebas que sugieren que el cadmio puede inducir anormalidades cromosómicas y ejercer efectos carcinógenos en los pulmones.

En 1955 se produjo un incidente de envenenamiento con cadmio en el Valle de Jintsu, en el Japón septentrional, donde una mina de plomo y zinc causó la contaminación con zinc y cadmio de un suelo aluvial donde se cultivaba arroz y soja. La población de este lugar vivía principalmente del cultivo de arroz en estas tierras contaminadas y utilizaban las aguas, también contaminadas, del río para abastecerse. Este envenenamiento estuvo caracterizado por un lumbago extremo y el colapso esquelético, debido aparentemente al aumento de la porosidad de los huesos, causado por la inhibición de los mecanismos de reparación de los huesos. Esta enfermedad se conoció como Itai-Itai, que literalmente significa *dolor repentino*, debido al dolor que causaban los huesos deformados. Aparte de esto, el riesgo más alto se produce en las industrias que utilizan cadmio, con cuyos trabajadores deben tomarse las precauciones adecuadas.

Debido a los incidentes arriba mencionados, se ha fijado la máxima concentración en productos para consumo en 2 ppm y se tiende a rebajar a 1 ppm sobre peso húmedo. En España se considera la concentración de 5 µg/L como la máxima admisible en aguas de bebida.

3.2.3.4.10. Plomo

El plomo es un elemento no esencial ampliamente distribuido en la naturaleza, pero normalmente el riesgo máximo surge de las emisiones en el ambiente asociadas al uso humano del metal y de sus derivados. Los humos y el polvo proceden de la fundición del plomo, de la fabricación de insecticidas, pinturas, vidrios y baterías de almacenamiento, y de las gasolinas que contienen aditivos de plomo. Los lodos procedentes de las aguas residuales pueden contener niveles muy altos de plomo y su uso como fertilizante puede contaminar los suelos. Se pueden encontrar niveles altos de plomo en el aire urbano, como resultado de las elevadas densidades de tráfico y la emisión de plomo derivada de los aditivos de la gasolina.

En comparación con muchos otros metales pesados, el plomo no es tan tóxico ni tan bioacumulable. Sin embargo, generalmente se encuentra con más facilidad en el medioambiente. El plomo afecta a los microorganismos, retardando la degradación heterótrofa de la materia orgánica. Poco se sabe sobre la toxicidad del plomo respecto a las plantas, en cuyo sistema radicular tienden a ubicarse. Los animales pueden absorber plomo por inhalación o ingestión. Sólo el tetraetilo de plomo puede ser absorbido a través de la piel. La absorción es muy lenta pero la excreción lo es todavía más, de manera que el plomo tiende a acumularse. La mayor parte del plomo es absorbido por los glóbulos rojos y circula a través del cuerpo, pudiéndose concentrar inicialmente en el hígado y los riñones. A continuación puede pasar a los huesos, los dientes y el cerebro. En los huesos, el plomo queda inmovilizado y no contribuye a la toxicidad inmediata, pero es un peligro potencial, puesto que puede movilizarse durante las enfermedades con fiebre (como resultado de un tratamiento con cortisona) y en la vejez.

La anemia es el primer síntoma del envenenamiento crónico producido por el plomo en los animales, dado que interfiere en la síntesis del grupo hemo. Esto está asociado a síntomas abdominales, que pueden incluir náuseas, vómitos y dolores

abdominales. Más grave es la degeneración del tejido en el sistema nervioso central, que también se observa, especialmente en los niños.

El conocimiento de los peligros debidos al plomo ha provocado medidas para reducir la contribución humana a la carga ambiental. En particular, se han eliminado de los aditivos de plomo de la gasolina. Además, las cañerías y los depósitos de plomo, que inicialmente transportaban gran parte del agua para consumo, están siendo sustituidos por tuberías y depósitos de cobre y plástico. Estas dos medidas deben asegurar que el peligro para la mayoría de la población humana sea despreciable.

El límite legal tolerable en España en agua de bebida era de 50 µg/L hasta el 31/12/2003, actualmente ha pasado a ser 25 µg/L y a partir del 1/1/2014 será de 10 µg/L.

3.2.3.4.11. Mercurio

El mercurio está concentrado en varias menas, siendo la principal el cinabrio (HgS). Ha sido extraído por el hombre desde el año 700 A.C. y se usa industrialmente de tres maneras: como metal, en compuestos orgánicos y en compuestos inorgánicos. La mayor aplicabilidad de mercurio es la producción de aparatos eléctricos. El segundo uso principal es la industria de los cloro-álcalis, que produce cloro y sosa cáustica utilizando mercurio como cátodo de la célula electrolítica. El tercer uso principal es en forma de fungicidas, incluso para proteger las semillas, aunque debe observarse que su empleo en este caso ha sido prohibido en varios países.

Casi todo el mercurio usado por el hombre pasa al ambiente al final del proceso. A este mercurio pueden añadirse cantidades liberadas durante la producción de mercurio y otros metales, a partir de la combustión del carbón, y de la meteorización de las rocas y la degasificación de la corteza terrestre.

Todas las formas del mercurio son potencialmente tóxicas, pero las toxicidades varían considerablemente. Los menos tóxicos son los compuestos de mercurio inorgánicos. No son absorbidos con rapidez a partir del tracto intestinal. Una vez que han sido absorbidos pueden acumularse en el hígado y en el riñón, pero normalmente son excretados con rapidez en la orina. Vale la pena observar que la amalgama de mercurio ha sido utilizada durante mucho tiempo por los dentistas para rellenar los dientes sin que se hayan observado efectos tóxicos, incluso a todo lo largo del lapso vital humano. El vapor de mercurio es la más peligrosa de las formas inorgánicas, dado que puede difundirse a través de los pulmones hasta la sangre y luego hasta el cerebro, donde puede causar daños severos. Los compuestos arilmercuriales no son mucho más tóxicos que las formas inorgánicas, puesto que son rápidamente degradados a derivados inorgánicos en los tejidos. Los compuestos alquilmercuriales son los compuestos más tóxicos de mercurio. Son bastante estables y presentan tiempos de retención largos en los tejidos. Por consiguiente, se acumulan con rapidez alcanzando grandes concentraciones. Su solubilidad en los lípidos hace que tengan afinidad por el tejido nervioso, lo cual explica muchos de sus efectos dañinos. Además, se ha observado que causan anormalidades en la división celular y aumentan la frecuencia de la rotura de los cromosomas. Algunas de estas anormalidades pueden ser debidas a la combinación de los compuestos mercuriales con grupos sulfhidrilo. Se ha demostrado que la inhibición de los enzimas de esta manera se produce con frecuencia. Hasta ahora,

no se ha podido desarrollar un tratamiento eficaz del envenenamiento producido por el mercurio, aunque BAL o el etilén-diamín-tetraacetato de calcio pueden ejercer un efecto mitigador.

Desgraciadamente, para evaluar el riesgo debido al mercurio en un ambiente determinado, no es suficiente conocer la forma en la cual el mercurio entró en el ambiente, debido a que pueden tener lugar transformaciones que hagan que la forma menos tóxica se convierta en la más tóxica.

La mayoría de los microorganismos son relativamente insensibles al mercurio y sus derivados. Las bacterias fijadoras de nitrógeno existentes en el suelo requieren niveles de unas 100 ppm antes de ser afectadas adversamente. Los niveles normales del suelo están comprendidos entre 0.0005 y 1 ppm. No obstante, el fitoplancton marino y dulceacuícola, especialmente las diatomeas, es muy sensible a los funguicidas organomercuriales y sólo 0.001 ppm pueden reducir su eficiencia fotosintética. Muchas algas y otras plantas presentan la capacidad de absorber y concentrar mercurio a partir del ambiente circundante. Se han encontrado gotitas de mercurio elemental en el álmine. Estas concentraciones altas pueden causar perturbaciones mitóticas y matar las plantas. Afortunadamente, la mayoría de las plantas agrícolas no parecen absorber mucho mercurio. Los animales tienden a acumular mercurio procedente del alimento. La perca puede almacenar una concentración de mercurio 3000 veces superior a la del agua en la que vive. El atún y el pez espada presenta la misma capacidad. Se han realizado observaciones semejantes en las aves depredadoras. Las aves granívoras acumulan mercurio cuando se usan alquil-mercurios para proteger las semillas. Cuando se usan alcoxilquilos, la acumulación es menor, y cuando se usan compuestos inorgánicos de mercurio, la acumulación es despreciable.

El umbral de tolerancia de este metal acumulado en los peces es superior al de la especie humana, de aquí el gran peligro que representa el consumo de peces contaminados.

Los efectos del mercurio y sus derivados sobre el ser humano merecen una consideración especial, debido a que fueron precisamente estos efectos los que motivaron preocupación sobre los efectos de los metales pesados que pasan al medioambiente en grandes cantidades. El primer incidente grave ocurrió en la bahía de Minamata en Japón. En este caso, mercurio inorgánico relativamente no tóxico junto con algo de metil-mercurio fue liberado en las aguas residuales por una fábrica química, que usaba catalizadores de sulfato de mercurio en la producción de acetaldehído. Las aguas residuales entraron en un río que desembocaba en la bahía de Minamata. En los sedimentos, el mercurio inorgánico se convirtió en metil-mercurio. Éste se acumuló en los moluscos y los peces, que fueron ingeridos por los habitantes locales. En consecuencia, en 1975, 115 personas habían muerto y otras muchas quedaron paralizadas de por vida. Otras padecieron perturbaciones en la vista y el oído, y otros síntomas neurológicos. El envenenamiento prenatal del feto fue observado, incluso en ausencia de síntomas en la madre. Desde el incidente de la bahía de Minamata, se ha producido otro alrededor del río Agana, Niigata, Japón. Este incidente produjo 23 muertes. En ambos casos muchos animales domésticos, peces, moluscos y aves marinas quedaron afectados.

El envenenamiento de los seres humanos debido al mercurio también ha sido causado por el consumo de alimentos que contienen altas concentraciones derivadas del tratamiento de las semillas con alquil-mercurio, usado para impedir las enfermedades que afectan a las semillas. En Irak, las semillas tratadas para su cultivo, fueron usadas para hacer pan. Miles de personas fueron envenenadas y centenares murieron. En Estados Unidos, el ganado vacuno alimentado con grano tratado fue usado para consumo humano. De nuevo se produjo un envenenamiento severo. Como resultado de todo esto, varios países han prohibido los tratamientos alquil-mercuriales de las semillas. Un comité de expertos formados por miembros de la "Food and Agriculture Organization" (FAO) y la Organización Mundial para la Salud (OMS) ha recomendado que el uso de alquil-mercuriales se limite a stocks de semillas de cereales usadas para la obtención de plantas o la producción de semillas, y nunca se permita dicho uso para el tratamiento de semillas de cereales que se exporten para la producción de alimento

A pesar de los incidentes importantes que hemos mencionado anteriormente, parece bastante seguro que la persona corriente no presenta grandes riesgos debido a la exposición al mercurio. La ingestión normal a través de la dieta está muy por debajo de lo que se piensa que es el límite tolerable de 0.3 mg por persona a la semana, de los cuales no más de 0.2 mg deben estar en forma metilada, según la OMS. Para la mayoría de las personas, la probabilidad de exposición apreciable debida al aire, los plaguicidas o los productos farmacéuticos es muy limitada. Cuando existe riesgo de exposición ocupacional, éste debe minimizarse mediante precauciones adecuadas y cuidados médicos. En cuanto al ambiente general, existe todavía la necesidad de saber más cosas sobre la concentración y la distribución del mercurio, especialmente respecto a las áreas en las que están localizadas altas concentraciones. Finalmente, son necesarios mas conocimientos sobre la manera en que el mercurio se desplaza por el ambiente y, sobre todo, sus efectos en los organismos vivos.

Muchos países, conscientes de la problemática del mercurio, han fijado la concentración máxima tolerada en los productos pesqueros; en el caso de España es de 0.5 ppm sobre el peso húmedo. Asimismo, la legislación española limita la máxima concentración del mercurio en el agua de bebida a 1 µg/L.

3.2.4. Resultados de estudios realizados sobre escorrentía urbana y reboses de alcantarillado unitario (RAU) en España.

En este apartado se exponen los resultados de estudios sobre escorrentía urbana y RAU realizados en España hasta el momento. Se han recogido únicamente los estudios que asocian a hidrogramas sus correspondientes polutogramas.

3.2.4.1. Resultados Santiago de Compostela

El Grupo de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidade da Coruña estudió el funcionamiento hidráulico y de la movilización de la contaminación durante sucesos de lluvia en una cuenca unitaria y otra separativa en Santiago de Compostela (Cagiao, J.; 2002). Se presentan las principales conclusiones de los resultados obtenidos para la cuenca unitaria estudiada denominada Santiago Este, que englobaría las subcuencas de Fontiñas, Avenida de Lugo, Cancelón y Bombeo

Colegiata del Sar. La cuenca de Santiago Este tiene una superficie aproximada de 265 ha y sus usos de suelo fundamentales son el residencial y el comercial.

Para realizar este estudio se estableció una sección de control en el punto final de desagüe de la cuenca de Santiago Este, en la que se registraron valores en continuo de caudal y, de forma discreta, de contaminación, a través de los muestreos, tanto de las aguas residuales de tiempo seco como de los sucesos de lluvia. También se instaló un pluviómetro dentro de la cuenca para medir la precipitación.

La campaña de tiempo seco se realizó durante veinticuatro horas, en las que se recogió una muestra simple cada hora hasta completar el total de veinticuatro. Se capturaron y analizaron un total de once sucesos de lluvia ocurridos entre marzo de 1998 y septiembre de 1999.

A continuación se presentan las conclusiones principales a las que se llegó tras el análisis de los datos obtenidos:

- De la comparación entre la concentración media diaria de tiempo seco (CMDTS) de los diferentes contaminantes analizados en la cuenca de “Santiago Este” y el valor medio de las concentraciones medias de suceso (CMS_{med}) de los once sucesos de lluvia analizados, se concluyó que, salvo para la DQO y el Mn, los cuales presentan un fenómeno de dilución en tiempo de lluvia, los contaminantes analizados (SST, COT_{dis} , Al, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb) presentan mayores concentraciones en tiempo de lluvia que en tiempo seco. En la tabla siguiente se resume la información relativa a la concentración media de tiempo seco y el valor medio de la concentración media de suceso, para cada uno de los contaminantes analizados en esta cuenca:

Tabla 3-19. Resultados obtenidos en la cuenca de Santiago Este (Cagiao, J.; 2002).

| Cuenca unitaria “Santiago Este” | | | | |
|---------------------------------|-----------|----------|-----------------|---------|
| Contaminante | Unidades | CMDTS(1) | CMS_{med} (2) | (2)/(1) |
| SST | mg/L | 159 | 415 | 2.6 |
| DQO | mg/L | 226.0 | 184.3 | 0.8 |
| COT_{dis} | mg/L | 26.47 | 38.00 | 1.4 |
| Al | mg/L | 3.0 | 4.9 | 1.6 |
| Mn | $\mu g/L$ | 466 | 152 | 0.3 |
| Fe | mg/L | 2.2 | 7.4 | 3.3 |
| Ni | $\mu g/L$ | 10.6 | 20.2 | 1.9 |
| Cu | $\mu g/L$ | 111 | 203 | 1.8 |
| Zn | $\mu g/L$ | 248 | 366 | 1.5 |
| Cd | $\mu g/L$ | 0.43 | 0.80 | 1.8 |
| Pb | $\mu g/L$ | 32.4 | 133.0 | 4.1 |

- El aporte de masa de contaminantes por parte de la cuenca en tiempo de lluvia fue, para todos los contaminantes analizados, muy importante. Esto indica su existencia y la capacidad de la escorrentía para movilizarlos y transportarlos hasta los imbornales de la red de alcantarillado. Se consideró

de poca importancia la influencia del fenómeno de resuspensión en red, ya que la pendiente media de la cuenca es del orden del 5%, valor claramente superior al límite considerado por la literatura científica internacional a este respecto. En la siguiente tabla se muestra el factor multiplicador de masa entre tiempo seco y tiempo de lluvia para los contaminantes analizados.

Tabla 3-20. Factores multiplicadores de masas entre tiempo seco y tiempo de lluvia.

| Contaminante | Factor multiplicador |
|------------------------------|----------------------|
| SST | 15 |
| COT _{dis} | 8 |
| Pb | 25 |
| Resto de los metales pesados | 10-20 |

- En general, los metales pesados manifestaron una tendencia clara a presentarse asociados a la fase particulada de la materia sólida presente en las aguas analizadas.
- Tanto los sólidos en suspensión como los metales pesados asociados a la fase particulada de la materia sólida presente, manifestaban un fenómeno de adelantamiento en el tiempo de la movilización de su masa respecto al volumen de agua del suceso, más acentuado que los sólidos disueltos y que la masa de metales asociados a la fase disuelta, respectivamente.
- Los sucesos de lluvia, en general, agotan la masa de contaminación acumulada en la superficie de la cuenca durante los periodos de tiempo seco.
- Se halló una correlación significativa y de sentido positivo entre el comportamiento de la CMS_{SST}, las CMS de los metales pesados Cu, Pb y Zn y la CMS del COT_{dis}, todo lo cual apunta a que la CMS_{SST} puede jugar el papel de “trazador” del resto de contaminantes a la hora de realizar una estimación de la masa de metales y del COT_{dis} vertidos al medio receptor a través de aliviaderos durante los sucesos de rebose.

3.2.4.2. Resultados PROMEDSU

El “Programa nacional de medición de descargas de sistemas unitarios” (PROMEDSU) fue un proyecto promovido por el Ministerio de Medio Ambiente para caracterizar los reboses de los alcantarillados unitarios en tiempo de lluvia, que se llevó a cabo entre mayo de 2000 y abril de 2001.

Operativamente, el estudio consistió en la ubicación de equipos de medida de parámetros de calidad de aguas en el saneamiento de cinco cuencas urbanas pertenecientes a otras tantas ciudades españolas. Las cinco ciudades elegidas fueron: Madrid, Barcelona, Vitoria, Sevilla y Valencia.

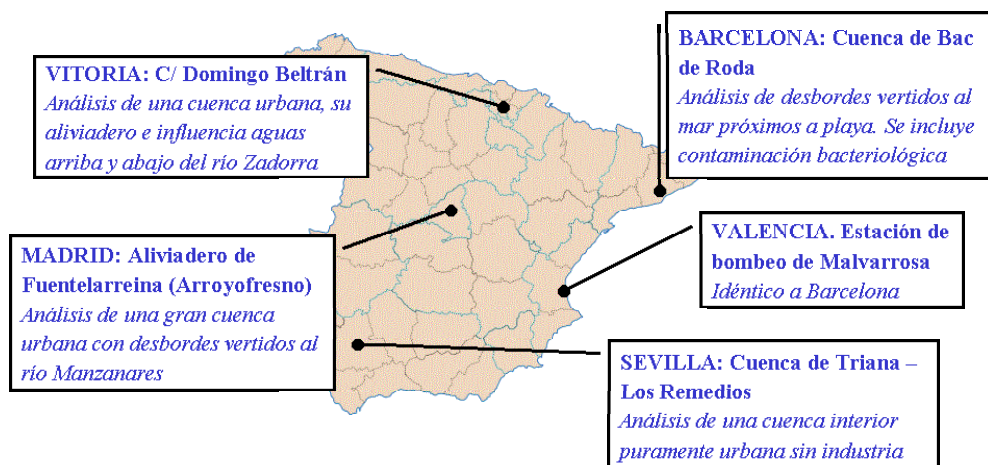


Figura 3-5. Cuencas analizadas en el PROMEDSU.

Dicha medición se realizó tanto en continuo, mediante sondas multiparamétricas (pH, conductividad y temperatura), como de forma puntual, en los casos en los que se produce un desbordamiento causado por sobrecarga hidráulica debida a una lluvia, utilizando en este caso equipos tomamuestras automáticos. También fue necesario determinar el comportamiento hidráulico de las cuencas, para lo cual se colocó en cada una de ellas un caudalímetro, que registraba los valores de caudal, y un pluviómetro, que medía la precipitación, ambos con una frecuencia de cinco minutos.

En cada una de las ciudades se procedió a analizar un máximo de doce sucesos de lluvia cuya validez se determinó a partir de un intervalo de separación mínimo con el anterior (72 horas) y una altura mínima de precipitación (3 mm).

Se utilizaron muestras simples para determinar los siguientes parámetros analíticos: DBO₅, DQO, COT, N-NH₄⁺, NTK, sólidos (SST, SSV, SDT y SDV), turbidez, hidrocarburos totales, coliformes totales y coliformes fecales y una muestra alícuota de las doce muestras que se tomaban para determinar fósforo total y metales (Pb, Zn, Cu, Hg, Cd, Cr y Ni).

Tras el estudio de la forma de los hidrogramas de las diferentes cuencas, junto con los datos de las muestras de caracterización de contaminantes (que permitieron analizar si en los primeros momentos existía primer lavado de la superficie de la cuenca o de resuspensión en red) se eligió una estrategia en la cual se disparaban las seis primeras muestras (doce botellas) con un intervalo de cinco minutos, una vez superado el punto de consigna de altura de lluvia para, posteriormente, pasar a disparar las seis siguientes (otras doce botellas) cada quince minutos.

Este protocolo se siguió en todas las ciudades y se reveló como muy eficaz para caracterizar los diferentes hidrogramas de lluvia. Obsérvese que el tiempo de cobertura es de 115 minutos, prácticamente dos horas, muy superior al tiempo de concentración de las cuencas analizadas y con especial definición en los primeros 25 minutos. Se recogieron dos litros de muestra en cada toma, volumen suficiente para acometer toda la analítica propuesta.

Se ejecutaron también dos campañas, una en verano y otra en invierno, de caracterización de las aguas residuales de tiempo seco (cada una de 24 horas de duración, con 12 muestras simples cada dos horas), con objeto de poder controlar qué fracción de la contaminación total medida en tiempo de lluvia correspondía a la escorrentía y cuál a las aguas residuales. Esto es importante ya que, aunque el caudal que circula por un alcantarillado unitario durante un suceso de tormenta es relativamente mayor que el conducido en tiempo seco, las altas concentraciones de contaminantes en este último tienen un importante efecto sobre la calidad de los reboses.

En los siguientes apartados se resumen los resultados obtenidos para las cinco cuencas objeto de este estudio.

3.2.4.2.1. Concentraciones máximas

A continuación se presentan los valores máximos de concentraciones máximas instantáneas, obtenidos en todas las cuencas piloto. Se realiza una extracción de máximos y se calcula un valor medio global de máximos.

Tabla 3-21. *Análisis de valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos en todas las cuencas piloto.*

| Concentraciones máximas (mg/L) | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA |
|---------------------------------------|---------|--------|-----------|---------|----------|---------|--------|
| DQO | 3260.0 | 2383.6 | 2333.0 | 14200.0 | 967.3 | 14200.0 | 4628.8 |
| DBO ₅ | 1150.0 | 1624.8 | | 7200.0 | 505.0 | 7200.0 | 2620.0 |
| COT | 102.5 | 280.0 | 165.6 | 99.8 | 97.1 | 280.0 | 149.0 |
| NTK | 109.5 | 114.7 | 103.0 | 93.1 | 99.8 | 114.7 | 104.0 |
| N-NH ₄ ⁺ | 76.4 | 66.5 | 27.7 | 29.4 | 27.6 | 76.4 | 45.5 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 11.1 | 18.5 | 88.9 | 34.8 | 8.8 | 88.9 | 32.4 |
| SST | 3393.8 | 2773.3 | 2893.0 | 3255.2 | 1166.7 | 3393.8 | 2696.4 |
| SSV | 2623.1 | 1953.3 | | 1875.9 | 747.6 | 2623.1 | 1800.0 |
| SDT | 880.0 | 3000.0 | 23967.0 | 13572.0 | 2924.0 | 23967.0 | 8868.6 |
| SDV | 640.0 | 2680.0 | | 13488.0 | 684.0 | 13488.0 | 4373.0 |
| ST | 4273.8 | 3401.6 | 24287.2 | 13833.0 | 3007.2 | 24287.2 | 9760.6 |
| Turbidez (NTU) | 465.0 | 548.0 | | 398.0 | 464.0 | 548.0 | 468.8 |
| Cond. (mS/cm) | 1.2 | 1.5 | 29.3 | 1.2 | 2.0 | 29.3 | 7.0 |
| Temp (°C) | 25.0 | 21.8 | 26.5 | 23.2 | 25.5 | 26.5 | 24.4 |
| pH | 9.9 | 9.8 | 8.6 | 8.7 | 8.9 | 9.9 | 9.2 |
| Cu (dis) | 0.084 | 0.141 | | 0.084 | 0.024 | 0.141 | 0.083 |
| Zn (dis) | 1.062 | 0.813 | | 3.310 | 0.276 | 3.310 | 1.365 |
| Pb (dis) | 0.754 | 0.310 | | 0.264 | 0.100 | 0.754 | 0.357 |
| HC (dis) | 36.3 | 26.4 | 27.5 | 14.7 | 22.7 | 36.3 | 25.5 |

Comentarios:

- Los valores máximos instantáneos de DQO registrados son muy similares en Sevilla, Madrid y Barcelona, mientras que Valencia presenta valores bajos. El valor máximo registrado en Vitoria está claramente fuera de rangos habituales, y está condicionado por vertidos puntuales perfectamente identificados.

- Los valores de DBO_5 oscilan más que los de DQO. Sevilla y Madrid dan máximos parecidos. Valencia da valores más bajos y en Vitoria se repite lo que pasaba con la DQO.
- Las concentraciones máximas de COT registradas son similares en todas las cuencas piloto menos en Madrid, donde aparece un valor máximo que casi triplica a los del resto de las cuencas piloto.
- Los valores máximos de NTK apenas varían de unas cuencas a otras, aunque el valor medio resultante, en torno a 100 mg/L, es muy alto para tratarse de un suceso de lluvia en red unitaria.
- Los valores máximos de SST registrados en las diversas cuencas son muy parecidos, excepto los de Valencia. El valor medio global es de 2696 mg/L, muy alto.
- Respecto a los máximos de conductividad, destacar los valores anómalos medidos en Barcelona.
- Los valores máximos de pH registrados son muy altos en Sevilla y Madrid.
- En cuanto al cobre, hay que destacar los valores registrados en Madrid, que casi duplican los valores registrados en Sevilla y Vitoria.
- En lo que respecta al zinc destacan las altas concentraciones de Vitoria.
- Por último, aparecen valores relativamente altos de plomo en Sevilla.

Hay que hacer constar que los valores máximos de concentraciones responden a situaciones y circunstancias particulares de cada cuenca, y no representan el comportamiento medio. Sí son valores interesantes en cuanto a que definen o acotan el límite superior del rango.

3.2.4.2.2.CMS

A continuación se presentan los valores medios de los CMS obtenidos en todas las cuencas piloto. Se realiza una extracción de máximos y se calcula un valor medio global de máximos de CMS.

Tabla 3-22. Análisis de valores medios de las CMS obtenidos en todas las cuencas piloto caracterizadas en el PROMEDSU.

| CMS (mg/L) | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA |
|---------------------------------------|----------------|---------------|------------------|----------------|-----------------|---------------|--------------|
| DQO | 833.7 | 679.8 | 455.8 | 1003.6 | 293.2 | 1003.6 | 653.2 |
| DBO ₅ | 388.8 | 384.3 | | 344.1 | 166.2 | 388.8 | 320.9 |
| COT | 35.0 | 53.2 | 37.0 | 29.3 | 34.9 | 53.2 | 37.9 |
| NTK | 46.4 | 38.0 | 20.1 | 22.5 | 40.5 | 46.4 | 33.5 |
| N-NH ₄ ⁺ | 22.0 | 19.0 | 7.4 | 8.6 | 13.8 | 22.0 | 14.2 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 4.9 | 7.5 | 9.7 | 9.1 | 6.2 | 9.7 | 7.5 |
| SST | 733.4 | 597.3 | 579.8 | 562.2 | 229.4 | 733.4 | 540.4 |
| SSV | 486.7 | 353.3 | | 300.5 | 134.3 | 486.7 | 318.7 |
| SDT | 324.9 | 361.7 | 2249.9 | 499.4 | 964.4 | 2249.9 | 880.1 |
| SDV | 131.6 | 173.0 | | 326.0 | 279.1 | 326.0 | 227.4 |
| ST | 1058.3 | 959.0 | 2829.7 | 1061.6 | 1193.8 | 2829.7 | 1420.5 |
| Turbidez (NTU) | 222.0 | 209.6 | | 135.5 | 125.0 | 222.0 | 173.0 |
| Cond. (mS/cm) | 0.5 | 0.7 | 3.7 | 0.5 | 1.3 | 3.7 | 1.3 |
| Temp (°C) | 18.9 | 16.4 | 22.7 | 18.1 | 19.5 | 22.7 | 19.1 |
| pH | 7.4 | 8.0 | 7.3 | 7.3 | 7.6 | 8.0 | 7.5 |
| Cu (dis) | 0.03 | 0.05 | | 0.02 | 0.02 | 0.050 | 0.030 |
| Zn (dis) | 0.38 | 0.32 | | 0.83 | 0.16 | 0.830 | 0.423 |
| Pb (dis) | 0.38 | 0.10 | | 0.08 | 0.04 | 0.380 | 0.150 |
| HC (dis) | 5.1 | 5.7 | 5.83 | 3.1 | 1.4 | 5.8 | 4.2 |

Comentarios:

- Estos valores representan promedios de promedios, es decir, las singularidades están muy atenuadas.
- Se puede comentar el comportamiento casi similar de las cuencas de Sevilla, Madrid y Vitoria. Vitoria, en valores medios, se comporta de forma más coherente que en sus picos (los picos de Vitoria se atribuían a vertidos puntuales ajenos a las tendencias habituales de las aguas de escorrentía urbana). Valencia muestra valores bajos en general y Barcelona más altos.
- Las DQO de la CMS media, si se ignoran los valores de Valencia y Barcelona, están entre 650 y 1000 mg/L.
- Los valores de DBO₅ de la CMS media se sitúa entre 340 y 390 mg/L.
- Los valores de SST de la CMS media se sitúa entre 560 y 740 mg/L, sin considerar Valencia y Barcelona.
- Respecto a metales pesados las CMS medias de Cu se sitúan entre 0.02 y 0.05 mg/L, las de Zn entre 0.16 y 0.83 mg/L (destacar los altos valores de Vitoria). En los valores de Pb hay que diferenciar los valores de Sevilla y Madrid de los de Vitoria y Valencia.

Comparando con la bibliografía, se observan valores de DQO superiores a los referenciados habitualmente (con máximos en el entorno de 500, frente a 700 de promedio en este caso). Lo mismo cabe decir de la DBO₅, con un promedio de 300, frente al valor de 200 referenciado en la bibliografía. Los sólidos están en el rango habitual (500 mg/L), y lo mismo se puede decir de los nutrientes y los metales.

3.2.4.2.3. Coeficientes de las curvas de movilización de masas

Las curvas de movilización de masas durante un suceso permiten analizar cómo se han transportado los diferentes contaminantes durante el suceso. Una forma de analizar las curvas desde una aproximación matemática es aproximarlas a curvas reales del tipo $y=x^a$. A continuación se hace un análisis de los coeficientes “a” obtenidos que se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 3-23. Valores medios de los coeficientes de forma de las curvas de movilización de masas.

| Coeficientes de forma c.m.m. | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA |
|---------------------------------------|---------|--------|-----------|---------|----------|--------|-------|
| DQO | 0.78 | 0.74 | 0.80 | 0.61 | 0.86 | 0.86 | 0.76 |
| DBO ₅ | 0.76 | 0.73 | | 0.71 | 0.85 | 0.85 | 0.76 |
| COT | 0.88 | 0.90 | 0.82 | 0.74 | 1.13 | 1.13 | 0.89 |
| NTK | 0.73 | 0.79 | 0.83 | 0.82 | 1.02 | 1.02 | 0.84 |
| N-NH ₄ ⁺ | 0.65 | 0.78 | 0.81 | 0.80 | 0.99 | 0.99 | 0.81 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | | | | | | 0.00 | |
| SST | 0.74 | 0.70 | 0.80 | 0.56 | 0.90 | 0.90 | 0.74 |
| SSV | 0.74 | 0.70 | | 0.56 | 0.91 | 0.91 | 0.73 |
| SDT | 0.87 | 0.96 | 0.61 | 0.98 | 0.85 | 0.98 | 0.85 |
| SDV | 1.02 | 1.01 | | 0.88 | 1.05 | 1.05 | 0.99 |
| ST | 0.79 | 0.78 | 0.64 | 0.72 | 0.77 | 0.79 | 0.74 |
| HC (dis) | 0.86 | 0.96 | 0.75 | 0.68 | 0.80 | 0.96 | 0.81 |

Comentarios:

- El valor medio resultante (medio de valores medios) de todas las cuencas en SST es de 0.74. El valor de referencia en la bibliografía es de 0.92. El valor medio máximo registrado fue de 0.90.
- El valor medio resultante de todas las cuencas en DQO es de 0.76. El valor de referencia en la bibliografía es de 0.85. El valor medio máximo registrado fue de 0.86.
- El valor medio resultante de todas las cuencas en DBO₅ es de 0.76. El valor de referencia en la bibliografía es de 0.83. El valor medio máximo registrado fue de 0.85.

Hay que destacar el comportamiento diferente, y lógico, de las fracciones disueltas y de las particuladas, o de contaminantes asociados a la fracción particulada. El NTK y N-NH₄⁺ dan valores próximos a 1, se aproximan a la diagonal. Son contaminantes cuyo aporte es constante a lo largo del suceso, ya que proceden fundamentalmente de tiempo seco. Ocurre lo mismo con el COT.

3.2.4.2.4. Tanto por uno de masa asociada a escorrentía

A continuación se presenta un análisis de los valores medios obtenidos en las diferentes subcuencas, en tanto por uno de masa contaminante asignada a escorrentía. Así, un valor de 0.80 en DBO₅ significaría que el 80% de la contaminación medida durante el suceso provendría de la escorrentía y un 20% de las aguas residuales que se mezclan con las de lluvia.

Tabla 3-24. Valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en tanto por uno de masa asignada a escorrentía.

| Masa asociada a escorrentía | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA |
|---------------------------------------|---------|--------|-----------|---------|----------|--------|-------|
| DQO | 0.82 | 0.70 | 0.98 | 0.84 | 0.89 | 0.98 | 0.85 |
| DBO ₅ | 0.79 | 0.67 | | 0.74 | 0.85 | 0.85 | 0.76 |
| COT | 0.80 | 0.76 | 0.90 | 0.71 | 0.93 | 0.93 | 0.82 |
| NTK | 0.63 | 0.51 | 0.90 | 0.58 | 0.92 | 0.92 | 0.71 |
| N-NH ₄ ⁺ | 0.56 | 0.43 | 0.83 | 0.33 | 0.79 | 0.83 | 0.59 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 0.54 | 0.58 | 1.00 | 0.68 | 0.94 | 1.00 | 0.75 |
| SST | 0.90 | 0.82 | 0.98 | 0.87 | 0.88 | 0.98 | 0.89 |
| SSV | 0.89 | 0.74 | | 0.81 | 0.84 | 0.89 | 0.82 |
| SDT | 0.67 | 0.65 | 0.92 | 0.82 | 0.77 | 0.92 | 0.77 |
| SDV | 0.79 | 0.86 | | 0.85 | 0.86 | 0.86 | 0.84 |

Comentarios:

- La DQO movilizada en los sucesos registrados procede, en más de un 85 % de media, de fenómenos asociados a las aguas de escorrentía.
- La DBO₅ movilizada en los sucesos registrados procede, en más de un 76 % de media, de fenómenos asociados a las aguas de escorrentía.
- El NTK y el NH₄⁺ movilizados durante los sucesos de lluvia proceden en, al menos, un 71% y un 59%, respectivamente, de fenómenos asociados a aguas de escorrentía. En estos contaminantes hay que tener en cuenta que las fuentes en superficie apenas aportan masa, por lo que se deben considerar fuentes en el interior de la red de alcantarillado.
- Los sólidos en suspensión proceden, en al menos un 89%, de fenómenos asociados a las aguas de escorrentía.
- La cuenca de Madrid registra aportes claramente inferiores al resto y eso se debe a que no se puede considerar como una cuenca absolutamente urbana, al tener una densidad de población muy inferior al resto.

3.2.4.2.5.Cargas movilizadas por unidad de superficie

En la tabla 3-25 se muestra los valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en masa de contaminante por unidad de superficie.

Estos valores son el resultado de dividir la masa contaminante, que se ha determinado que procede de la escorrentía urbana, entre el área total de la cuenca. Dicha masa contaminante ha sido obtenida restando, a la total registrada durante el suceso de lluvia, la proveniente de las aguas residuales, que se obtuvo a partir de las mediciones de tiempo seco.

Tabla 3-25. Valores medios obtenidos en las diferentes cuencas en masa por unidad de superficie.

| Cargas movilizadas (g/m ²) | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MAXIMO | MEDIA |
|--|---------|---------|-----------|---------|----------|---------|---------|
| DQO | 1.30 | 0.20 | 9.41 | 1.96 | 2.59 | 9.41 | 3.09 |
| DBO ₅ | 0.55 | 0.11 | | 0.60 | 1.49 | 1.49 | 0.69 |
| COT | 0.05 | 0.02 | 0.85 | 0.05 | 0.52 | 0.85 | 0.30 |
| NTK | 0.05 | 0.01 | 0.40 | 0.03 | 0.39 | 0.40 | 0.18 |
| N-NH ₄ ⁺ | 0.02 | 0.00 | 0.14 | 0.01 | 0.24 | 0.24 | 0.08 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 0.01 | 0.00 | 0.16 | 0.02 | 0.07 | 0.16 | 0.05 |
| SST | 1.28 | 0.21 | 16.48 | 1.21 | 1.88 | 16.48 | 4.21 |
| SSV | 0.83 | 0.11 | | 0.64 | 1.17 | 1.17 | 0.69 |
| SDT | 0.47 | 0.11 | 99.02 | 1.18 | 14.52 | 99.02 | 23.06 |
| SDV | 0.18 | 0.07 | | 0.77 | 3.54 | 3.54 | 1.14 |
| ST | 1.75 | 0.32 | 116.01 | 2.40 | 16.39 | 116.01 | 27.37 |
| Cu (dis) | 0.00006 | 0.00002 | | 0.00006 | 0.00029 | 0.00029 | 0.00011 |
| Zn (dis) | 0.00066 | 0.00014 | | 0.00250 | 0.00162 | 0.00250 | 0.00123 |
| Pb (dis) | 0.00069 | 0.00003 | | 0.00025 | 0.00052 | 0.00069 | 0.00037 |
| HC (dis) | 0.00947 | 0.00170 | 0.11699 | 0.00541 | 0.01082 | 0.11699 | 0.02888 |

3.2.4.2.6. Ajustes estadísticos a funciones de distribución de probabilidad

Además de las estadísticas más simples, como el promedio o el máximo esperable de cada uno de los parámetros, en lo que respecta a concentración máxima, concentración media de suceso o carga movilizada, se realizó el ajuste de las medidas a una función de distribución, a partir de una relación ordenada.

Se utilizó la distribución lognormal, ya que está recomendada por la bibliografía como una de las más adecuadas para el problema que nos ocupa, y fue la que mejores ajustes dio.

El ajuste a las distintas funciones se realizó por el método de máxima verosimilitud, y se utilizó como parámetro de bondad de ajuste el estadístico de Anderson-Darling, insesgado (adj.) respecto del número de puntos utilizado. Existe un mejor ajuste cuanto menor es el valor del estadístico. Un número cercano a 1 indica un buen ajuste. Un número por encima de 2 es, claramente, un mal ajuste.

A cada curva se le asoció su intervalo de confianza, con un nivel de significación del 95%, que se plasma en dos curvas que acompañan, a ambos lados, a la recta de regresión. Se considera que el ajuste es tanto más fiable cuanto más estrecho es el intervalo entre las curvas.

A continuación se muestran, a modo de ejemplo, los resultados obtenidos para las concentraciones máximas, CMS y carga movilizada para la DQO, DBO₅, COT, NTK, sólidos en suspensión y plomo.

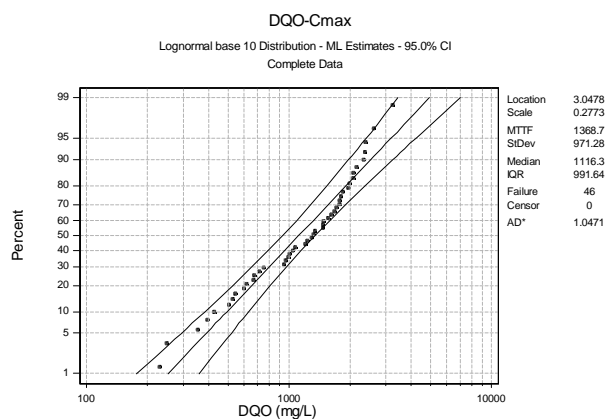


Figura 3-6. Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO.

En este primer ejemplo de concentración máxima de DQO, se dispone de 46 datos, que, ordenados, permiten establecer percentiles, que dan una idea sobre la probabilidad de que un cierto valor de DQO sea superado en un episodio.

La lectura de los gráficos es, en esencia, la siguiente:

- Desde abscisas: La probabilidad de que, por ejemplo, la DQO no supere, el valor de 2000 es del 80%.
- Desde ordenadas: Se entra con un valor de probabilidad por ejemplo el 30% de probabilidad de no ser superado y se obtiene el valor correspondiente 800 mg/L de DQO.

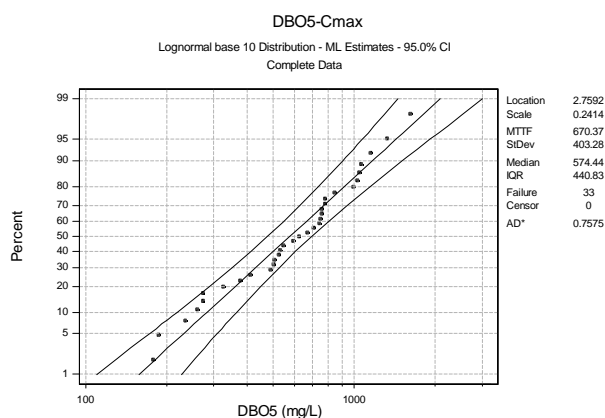


Figura 3-7. Distribución lognormal para la concentración máxima de DBO₅.

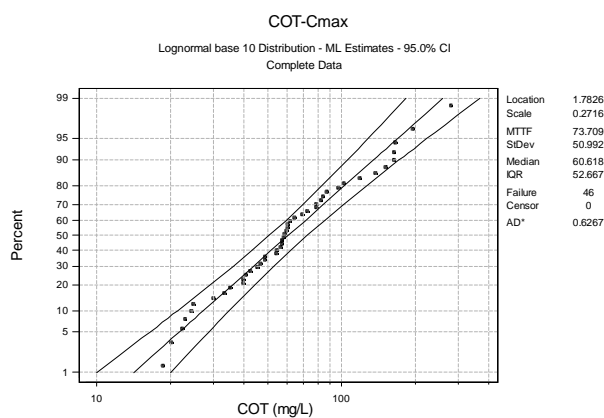


Figura 3-8. Distribución lognormal para la concentración máxima de COT.

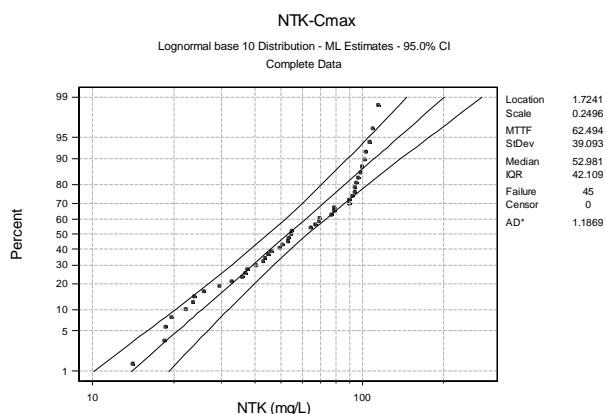


Figura 3-9. Distribución lognormal para la concentración máxima de NTK.

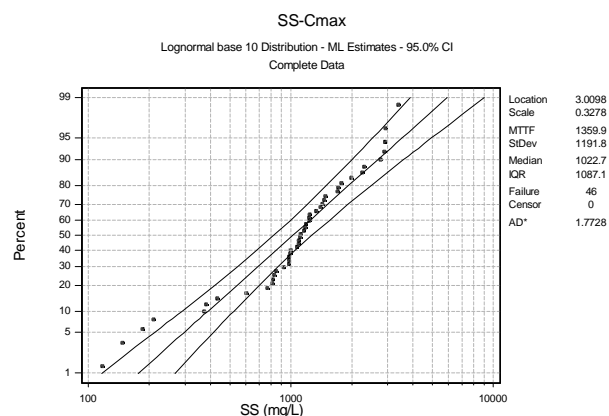


Figura 3-10. Distribución lognormal para la concentración máxima de sólidos en suspensión.

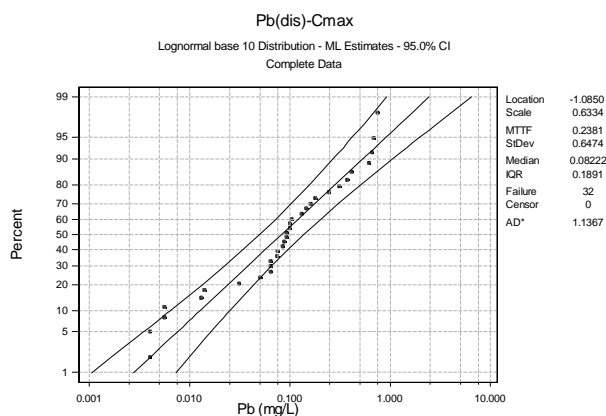


Figura 3-11. Distribución lognormal para la concentración máxima de plomo disuelto.

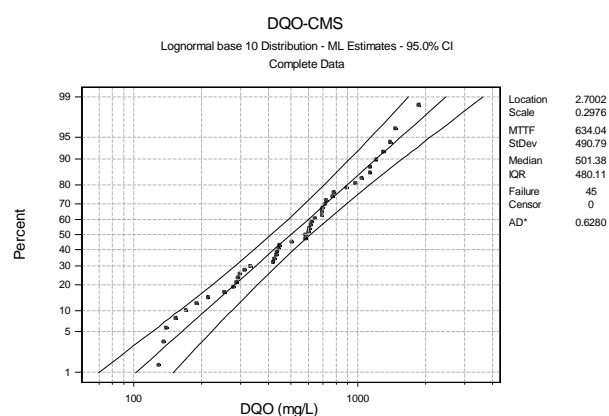


Figura 3-12. Distribución lognormal para la CMS de DQO.

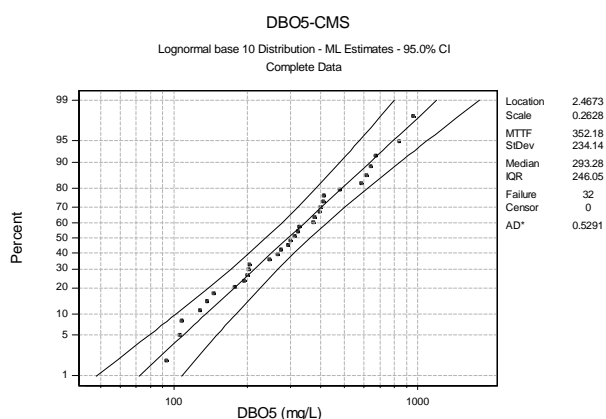


Figura 3-13. Distribución lognormal para la CMS de DBO₅.

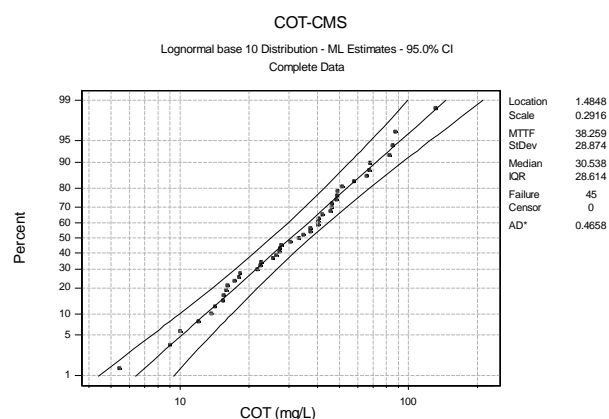


Figura 3-14. Distribución lognormal para la CMS de COT.

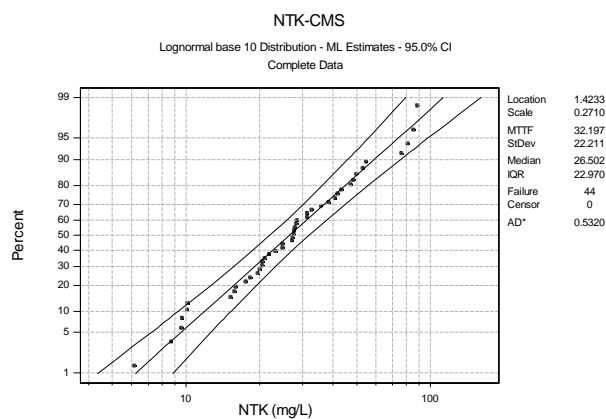


Figura 3-15. Distribución lognormal para la CMS de NTK.

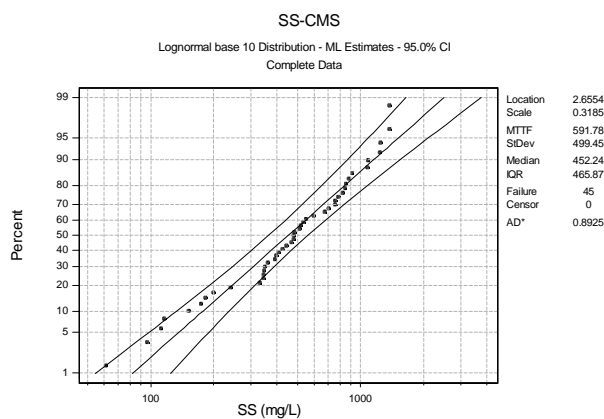


Figura 3-16. Distribución lognormal para la CMS de sólidos en suspensión.

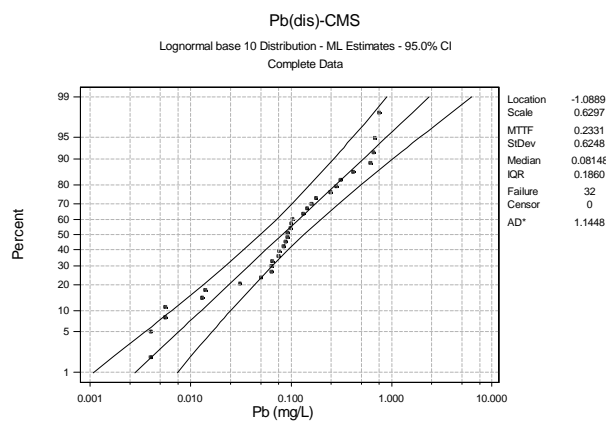


Figura 3-17. Distribución lognormal para la CMS de plomo disuelto.

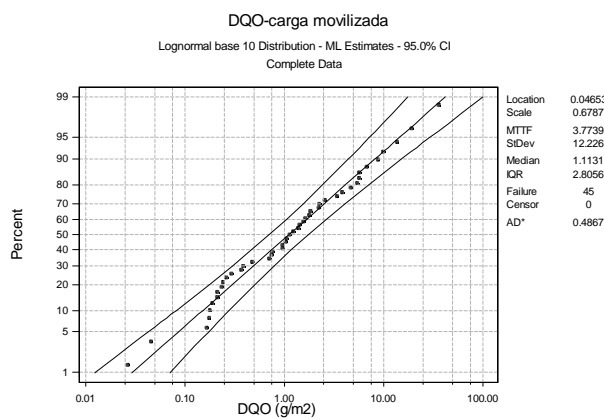


Figura 3-18. Distribución lognormal para la carga movilizada de DQO.

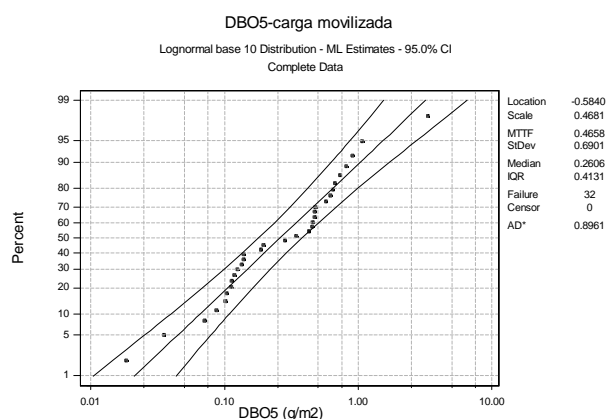


Figura 3-19. Distribución lognormal para la carga movilizada de DBO₅.

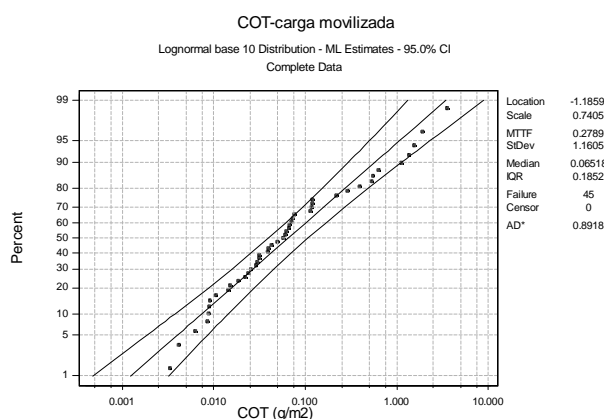


Figura 3-20. Distribución lognormal para la carga movilizada de COT.

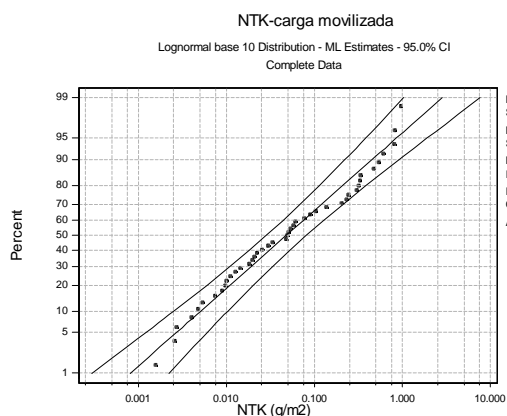


Figura 3-21. Distribución lognormal para la carga movilizada de NTK.

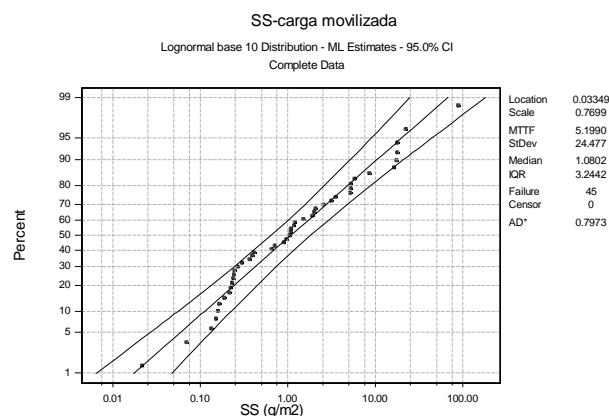


Figura 3-22. Distribución lognormal para la carga movilizada de sólidos en suspensión.

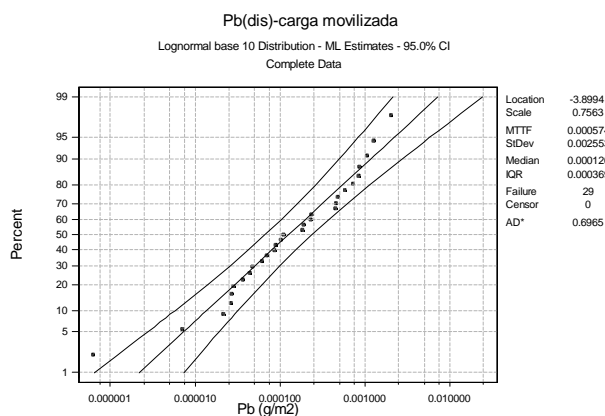


Figura 3-23. Distribución lognormal para la carga movilizada de plomo disuelto.

3.2.4.3. Resultados Sama de Langreo

Este estudio perseguía mejorar el conocimiento que se tiene acerca del funcionamiento de los depósitos-aliviaderos utilizados para reducir la contaminación vertida a los cauces, cuando se produce un rebose del agua circulante por el alcantarillado, debido a la sobrecarga hidráulica, provocada por una determinada lluvia.

La Confederación Hidrográfica del Norte contrató a la empresa consultora INFRAESTRUCTURA Y ECOLOGÍA, que contó con la asesoría científica y técnica del Grupo ISA de la Universidade da Coruña, para realizar la asistencia técnica a la campaña para la medición de la contaminación producida por los alivios de tormenta del depósito-aliviadero situado en Sama de Langreo (Asturias).

Dicha infraestructura sanitaria fue ejecutada dentro del Plan de Saneamiento Integral de la Cuenca del río Nalón y su misión fundamental es laminar las puntas del hidrograma que genera una precipitación fuerte sobre la cuenca de Sama, con objeto de regularizar el caudal que se envía hacia la depuradora y reducir su valor punta. Esta laminación de los flujos hacia la EDAR se realiza de forma que la

primera parte del hidrograma, supuestamente más contaminada, se almacena en un depósito fuera de línea para que, si se supera la capacidad total de almacenamiento de la infraestructura, el vertido a través del aliviadero tenga cargas de contaminación más bajas.

El depósito-aliviadero de Sama de Langreo se puede clasificar como depósito de detención–aliviadero.

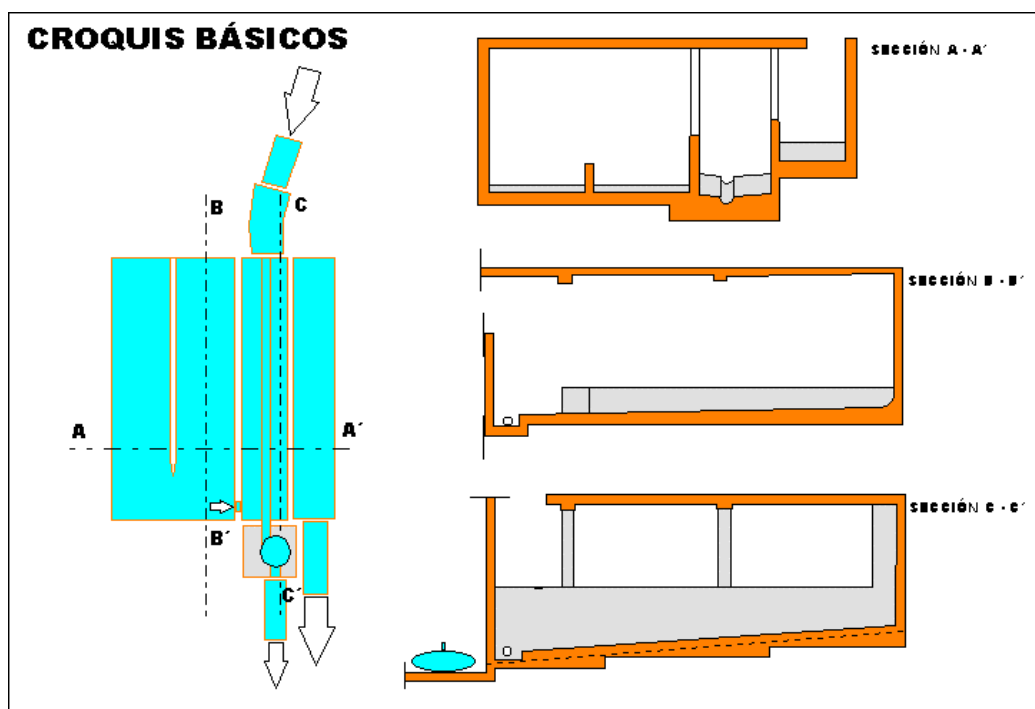


Figura 3-24. Esquema básico del depósito de detención-aliviadero de Sama de Langreo.

Consta de tres cámaras: un depósito en línea, un depósito fuera de línea y un canal de vertido.

El agua accede al depósito en línea a través de una tubería de 1500 mm de diámetro y 6.40 m.



Figura 3-25. Tubería de entrada.

El depósito en línea dispone de un surco de sección semicircular en su solera que sirve para conducir el agua residual de tiempo seco. Al final de este surco se encuentra el orificio de salida que introduce el flujo en la válvula vortex. Esta válvula fue diseñada para regular el caudal hacia la EDAR en torno a 200-250 L/s. El depósito en línea tiene una capacidad de almacenamiento de unos 130 m³.



Figura 3-26. Depósito en línea y válvula vortex.

El depósito fuera de línea está dividido en dos cámaras, las cuales suman una capacidad de almacenamiento total de 320 m³. El llenado del depósito fuera de línea se produce a través del vertedero que separa los dos depósitos, una vez que el depósito en línea está lleno. El vaciado se realiza por gravedad a través de un orificio de comunica con el depósito en línea dotado con clapeta antiretorno.



Figura 3-27. Depósito fuera de línea y clapeta antiretorno.

El volumen total del depósito es de 450 m^3 y la cuenca tiene una superficie neta de 38 ha, lo que supone una capacidad de almacenamiento de unos $12 \text{ m}^3/\text{ha}$.

Hacer un buen diagnóstico del funcionamiento del depósito-aliviadero supuso conocer en detalle la infraestructura, llegar a comprender los flujos de agua y de contaminación que se producen, para estimar las masas de contaminantes que se envían finalmente a la depuradora y las que se envían al medio receptor. Para poder conocer los flujos se instalaron sondas de nivel en las distintas cámaras y tres caudalímetros: uno en la sección de entrada, otro en la sección de salida hacia EDAR y el último en la sección de salida hacia el medio receptor. Para medir contaminación se utilizaron sondas de registro en continuo a la entrada de la infraestructura y cuatro tomamuestras automáticos: uno en la sección de entrada, otro en la sección de salida hacia EDAR, otro en la sección de vertido hacia el río y el último en el depósito fuera de línea. Se colocó también un pluviómetro en las cercanías para medir la precipitación.

Sobre las muestras obtenidas con los tomamuestras durante los sucesos se realizaron las siguientes analíticas:

- Sólidos en suspensión
- DQO
- Nitrógeno amoniacal
- DBO_5
- Aceites y grasas
- Análisis bacteriológico completo

Para realizar un balance de masas de contaminantes de un suceso de forma correcta era necesario llegar a diferenciar la masa de contaminación procedente de las aguas residuales de tiempo seco y las generadas por la escorrentía urbana. Se realizó, por lo tanto, una amplia campaña de caracterización de la contaminación del agua residual en tiempo seco, muestreando de forma intensiva durante cuatro días consecutivos: sábado, domingo, lunes y martes.

A partir del funcionamiento hidráulico descrito anteriormente, pueden definirse tres tipos distintos de sucesos en el depósito-aliviadero, en función de las cámaras que se ven afectadas:

SUCESO TIPO A:

Este tipo de suceso no provoca el desbordamiento del canal central. Se trata de una lluvia de moderada intensidad.

SUCESO TIPO B:

En este caso, se llena la cámara central y entra en funcionamiento el depósito fuera de línea, pero no se llega a superar la cota del aliviadero hacia el río.

SUCESO TIPO C:

Finalmente, en esta situación la infraestructura se ve obligada a eliminar parte de caudal hacia el río.

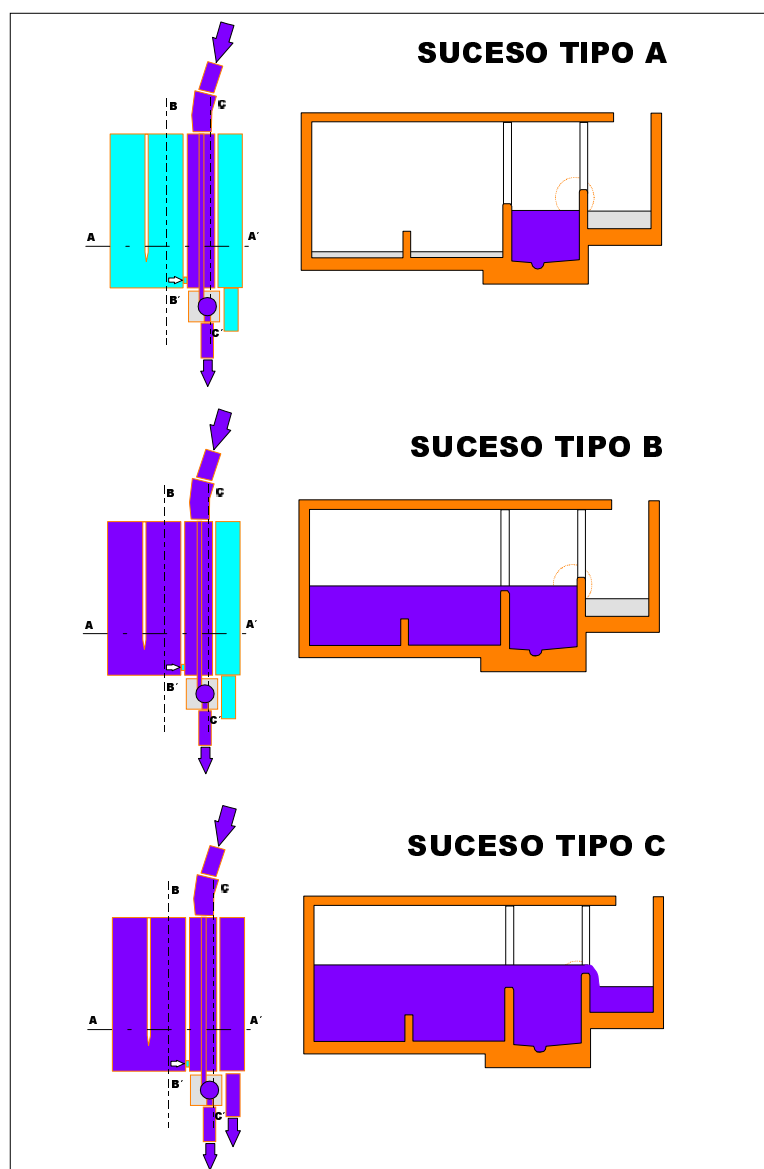


Figura 3-28. Tipos de suceso.

La campaña de medición duró desde diciembre del 2000 hasta julio del 2001 y se muestrearon un total de cinco sucesos: tres tipo B y dos tipo C.

A continuación se presentan los resultados obtenidos y las conclusiones que de ellos se dedujeron:

- El valor medio del caudal en tiempo seco es de 49.7 L/s.
- De los resultados obtenidos en la caracterización del agua residual de tiempo seco se puede deducir que se trata de una agua residual media en cuanto a nitrógeno amoniacal y DQO, pero muy débil en cuanto a SST. En la siguiente tabla se muestran los resultados obtenidos en la campaña de tiempo seco.

Tabla 3-26. Resumen de concentraciones en tiempo seco.

| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMDTS |
|---------------------------------------|-------------------|---------------------|-------|
| N-NH ₄ ⁺ (mg/L) | 25.7 | 1.8 | 11.2 |
| DQO (mg/L) | 779 | 18 | 286 |
| SST (mg/L) | 197 | 9 | 52 |
| Aceites y grasas (mg/L) | 111.3 | 3.2 | - |
| DBO ₅ (mg/L) | 130 | 9 | - |
| CF (UFC/100 mL) | 6 10 ⁶ | 1.4 10 ⁵ | - |
| CT (UFC/100 mL) | 4 10 ⁶ | 2 10 ⁵ | - |
| EF (UFC/100 mL) | 8 10 ⁶ | 1.2 10 ⁵ | - |

- En la siguiente tabla se puede observar que el caudal máximo registrado en la sección de entrada, durante los sucesos caracterizados, fue de 1385 L/s y que el caudal medio de salida hacia la EDAR no superó en ningún caso los 250 L/s, lo que confirma el buen funcionamiento de la válvula vortex. El caudal máximo enviado hacia el río Nalón fue de 392 L/s.

Tabla 3-27. Resumen de caudales en las distintas secciones.

| | CAUDALES (L/s) | | | | |
|--------------------|----------------|---------|---------|---------|---------|
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| Entrada | | | | | |
| MÍNIMO | 94.2 | 57.9 | 128.6 | 57.6 | 27.8 |
| MÁXIMO | 672.7 | 1385.2 | 538.8 | 693.3 | 1069.9 |
| MEDIO | 177.2 | 241.7 | 236.4 | 177.9 | 209.7 |
| C. PUNTA | 3.8 | 5.7 | 2.3 | 3.9 | 5.1 |
| Salida EDAR | | | | | |
| MÍNIMO | 94.2 | 57.9 | 129.8 | 57.6 | 27.8 |
| MÁXIMO | 472.8 | 846.5 | 459.0 | 500.6 | 828.5 |
| MEDIO | 177.2 | 218.7 | 236.1 | 176.4 | 178.8 |
| C. PUNTA | 2.7 | 3.9 | 1.9 | 2.8 | 4.6 |
| Rebose | | | | | |
| MÍNIMO | - | 0.0 | - | - | 0.0 |
| MÁXIMO | - | 392.3 | - | - | 336.6 |
| MEDIO | - | 21.2 | - | - | 37.7 |
| C. PUNTA | - | 18.5 | - | - | 8.9 |

- En los cinco sucesos caracterizados el porcentaje de volumen asignable a escorrentía superó el 77% del valor del volumen total y la dilución mínima fue de 1:3.5.

Tabla 3-28. Resumen de volúmenes que atraviesan la sección durante los sucesos.

| | VOLUMEN (m ³) | | | | |
|----------------------------------|---------------------------|---------|---------|---------|---------|
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| Volumen total | - | 3941.6 | 3531.8 | 2781.2 | 4028.9 |
| Volumen asignado a tiempo seco | - | 525.0 | 787.5 | 381.5 | 808.5 |
| Volumen asignado a escorrentía | - | 3416.6 | 2744.3 | 2399.6 | 3220.5 |
| % volumen asignado a escorrentía | - | 86.7 | 77.7 | 86.3 | 79.9 |

- Durante los sucesos se puede apreciar un ascenso de hasta una unidad en el pH y un descenso entre 0.5 y 1 mS/cm en la conductividad. En la temperatura también se observaron variaciones, aunque sin una tendencia clara.

Tabla 3-29. Resumen de registros de la sonda multiparamétrica durante los sucesos.

| | SMP | | | | |
|------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| temperatura (°C) | | | | | |
| MÁXIMO | - | 14.3 | 13.9 | - | 19.2 |
| MÍNIMO | - | 5.1 | 11.7 | - | 18.3 |
| MEDIO | - | 11.8 | 12.9 | - | 18.7 |
| conductividad (mS/cm) | | | | | |
| MÁXIMO | - | 0.6 | 1.0 | - | 1.4 |
| MÍNIMO | - | 0.3 | 0.4 | - | 0.5 |
| MEDIO | - | 0.4 | 0.6 | - | 0.7 |
| pH | | | | | |
| MÁXIMO | - | 7.5 | 7.4 | - | 7.5 |
| MÍNIMO | - | 7.2 | 7.0 | - | 6.0 |
| MEDIO | - | 7.4 | 7.2 | - | 6.9 |

- En la tabla siguiente se muestra un resumen de los resultados de los análisis realizados sobre las muestras tomada en la sección de entrada. De estos resultados se deduce:
 - La concentración máxima de nitrógeno amoniacal registrada durante los sucesos caracterizados fue de 10.5 mg/L, que es inferior a la concentración media de tiempo seco, lo que parece indicar que el agua de lluvia produce dilución.
 - La concentración máxima de DQO registrada durante los sucesos fue de 5469, lo que supone 19 veces la concentración media de tiempo seco, mientras que la media de las CMS supone 8.5 veces la concentración media de tiempo seco.
 - La concentración máxima de SST registrada durante los sucesos fue de 1260, lo que supone 24 veces la concentración media de tiempo seco, mientras que la media de las CMS supone 21 veces la concentración media de tiempo seco.

Tabla 3-30. Resumen de los análisis realizados sobre las muestras tomadas en la sección de entrada.

| TOMAMUESTRAS SECCIÓN DE ENTRADA | | | | | |
|--|-----------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | CONCENTRACIÓN (mg/L) | | | | |
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| N-NH₄⁺ | | | | | |
| MÁXIMO | - | 6.9 | 6.7 | 10.5 | 9.1 |
| MÍNIMO | - | 1.2 | 2.8 | - | 2.8 |
| CMS | - | 3.4 | 4.5 | 4.5 | 4.9 |
| DQO | | | | | |
| MÁXIMO | - | 2311.7 | 435.4 | 1249.2 | 5469.0 |
| MÍNIMO | - | 214.5 | 136.3 | 78.4 | 149.4 |
| CMS | - | 1252.0 | 210.5 | 289.1 | 698.7 |
| SST | | | | | |
| MÁXIMO | - | 1260.6 | 294.0 | 284.3 | 1137.1 |
| MÍNIMO | - | 196.9 | 88.0 | 23.6 | 81.0 |
| CMS | - | 558.5 | 151.7 | 116.9 | 276.9 |

- Las concentraciones de contaminantes en el depósito fuera de línea son inferiores a las de la sección de entrada, lo que lleva a pensar que funciona como un depósito de mezcla completa.

Tabla 3-31. Resumen de los análisis realizados sobre las muestras tomadas en el depósito fuera de línea.

| TOMAMUESTRAS DEPÓSITO FUERA DE LÍNEA | | | | | |
|---|-----------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | CONCENTRACIÓN (mg/L) | | | | |
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| N-NH₄⁺ | | | | | |
| MÁXIMO | 3.2 | - | - | 4.0 | 8.3 |
| MÍNIMO | 0.6 | - | - | 2.9 | 4.4 |
| DQO | | | | | |
| MÁXIMO | 461.5 | - | - | 469.2 | 542.1 |
| MÍNIMO | 55.9 | - | - | 72.9 | 52.1 |
| SST | | | | | |
| MÁXIMO | 267.0 | - | - | 285.9 | 620.4 |
| MÍNIMO | 69.6 | - | - | 46.9 | 70.0 |

- Si se compara la tabla siguiente con la de la sección de entrada se observa que, en algunos casos, la concentración máxima de contaminante que se envía a la EDAR es superior a los valores registrados en la sección de entrada. Estos valores más elevados pueden deberse a dos fenómenos: la resuspensión de finos depositados en el fondo del depósito en línea y el posible fenómeno de decantación.

Tabla 3-32. Resumen de los análisis realizados sobre las muestras tomadas en la sección de salida hacia EDAR.

| TOMAMUESTRAS SECCIÓN DE SALIDA EDAR | | | | | |
|--|-----------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | CONCENTRACIÓN (mg/L) | | | | |
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| N-NH₄⁺ | | | | | |
| MÁXIMO | - | 6.1 | 3.6 | 5.6 | 8.0 |
| MÍNIMO | - | - | 1.6 | 2.0 | 2.3 |
| CMS | - | 3.4 | 2.7 | 3.1 | 4.2 |
| DQO | | | | | |
| MÁXIMO | - | 1003.4 | 318.4 | 449.5 | 8085.7 |
| MÍNIMO | - | - | 130.8 | 98.9 | 120.2 |
| CMS | - | 728.4 | 180.5 | 250.6 | 1314.0 |
| SST | | | | | |
| MÁXIMO | - | 698.0 | 271.2 | 285.0 | 580.0 |
| MÍNIMO | - | - | 83.1 | 70.7 | 72.2 |
| CMS | - | 531.4 | 147.4 | 136.3 | 240.5 |

- Respecto a los valores de las concentraciones de las aguas vertidas al río Nalón, se puede comentar que son menores que los registrados en la sección de entrada y que los enviados a la EDAR. Este hecho refuerza la idea de que se produce cierta decantación en el depósito en línea. Si se comparan los valores de las concentraciones de las aguas vertidas al medio receptor con los de la sección de entrada del último suceso, se obtiene que la concentración del vertido es el 86% de la concentración media en la sección de entrada para el caso del nitrógeno amoniacal, el 53% para el caso de la DQO y el 62% para el caso del nitrógeno amoniacal.

Tabla 3-33. Resumen de los análisis realizados sobre las muestras tomadas en la sección de salida hacia medio receptor.

| TOMAMUESTRAS SECCIÓN DE SALIDA MEDIO RECEPTOR | | | | | |
|--|-----------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | CONCENTRACIÓN (mg/L) | | | | |
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| N-NH₄⁺ | | | | | |
| MÁXIMO | 1.9 | - | - | - | 5.1 |
| MÍNIMO | 1.5 | - | - | - | 3.7 |
| CMS | - | - | - | - | 4.2 |
| DQO | | | | | |
| MÁXIMO | 334.5 | - | - | - | 1467.5 |
| MÍNIMO | 20.0 | - | - | - | 85.3 |
| CMS | - | - | - | - | 370.0 |
| SST | | | | | |
| MÁXIMO | 367.3 | - | - | - | 385.0 |
| MÍNIMO | 63.5 | - | - | - | 54.3 |
| CMS | - | - | - | - | 172.1 |

- Mientras que el intervalo de variación de carga contaminante movilizada por los sucesos es pequeño para el caso del nitrógeno amoniacal (de 12.6 a 19.7 kg) para la DQO y los SST son más amplios (de 744 a 4935 kg y de 325 a 2202 kg respectivamente). Esto puede deberse a que la fuente principal de nitrógeno amoniacal sea el agua residual de tiempo seco y que, sin embargo, para los otros dos contaminantes la fuente principal sea el agua de lluvia.

Tabla 3-34. Resumen de masas totales movilizadas por los sucesos.

| | MASA TOTAL (Kg) | | | | |
|--------------------------------|-----------------|---------|---------|---------|---------|
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| N-NH ₄ ⁺ | - | 13.3 | 15.9 | 12.6 | 19.7 |
| DQO | - | 4934.8 | 743.5 | 804.0 | 2814.9 |
| SST | - | 2201.6 | 535.7 | 325.1 | 1115.4 |

- Los porcentajes medios de masa asignados a escorrentía son el 48% para el nitrógeno amoniacal, el 82% para la DQO y el 94% para los SST, lo que viene a corroborar lo expuesto en el punto anterior.

Tabla 3-35. Resumen de porcentajes de masa asignado a escorrentía.

| | %MASA ASIGNADO A ESCORRENTÍA | | | | |
|--------------------------------|------------------------------|---------|---------|---------|---------|
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| N-NH ₄ ⁺ | - | 54% | 32% | 63% | 43% |
| DQO | - | 97% | 53% | 87% | 91% |
| SST | - | 99% | 86% | 96% | 94% |

- En la siguiente tabla se observa que la carga movilizada por unidad de superficie es casi despreciable para el caso del nitrógeno amoniacal, mientras que para la DQO y los SST son significativas y comparables con los valores de la literatura.

Tabla 3-36. Resumen de masas movilizadas por unidad de superficie de cuenca.

| | MASA MOVILIZADA (g/m ²) | | | | |
|--------------------------------|-------------------------------------|---------|---------|---------|---------|
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| N-NH ₄ ⁺ | - | 0.01 | 0.01 | 0.04 | 0.01 |
| DQO | - | 6.82 | 0.56 | 3.51 | 3.63 |
| SST | - | 3.11 | 0.66 | 1.56 | 1.50 |

- Los flujos máxicos instantáneos máximos sirven para dar una idea de la capacidad de movilización de contaminantes, tanto en la superficie de la cuenca como en los colectores. Los valores medios obtenidos fueron de 5 g/s para el nitrógeno amoniacal, de 1681 g/s para la DQO y de 356 g/s para los SST.

Tabla 3-37. Resumen de flujos máxicos instantáneos.

| | FLUJO MÁXICO INSTANTÁNEO MÁXIMO (g/s) | | | | |
|--------------------------------|---------------------------------------|---------|---------|---------|---------|
| | SAMA-01 | SAMA-02 | SAMA-03 | SAMA-04 | SAMA-05 |
| N-NH ₄ ⁺ | - | 8.92 | 1.45 | 4.36 | 5.10 |
| DQO | - | 3190.78 | 133.73 | 774.47 | 2627.26 |
| SST | - | 587.68 | 115.45 | 178.07 | 546.14 |

3.3. TÉCNICAS DE GESTIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA

Los beneficios de las técnicas de gestión de la escorrentía urbana pueden ser de dos tipos: control de la cantidad de agua y control de la contaminación. Controlar la

cantidad de aguas de escorrentía urbana y las aguas de las redes unitarias en tiempo de lluvia puede proporcionar los siguientes beneficios potenciales (Debo y Reese, 1995):

- Prevención o reducción de los incrementos del valor punta de escorrentía causados por el desarrollo urbano.
- Mitigación de los problemas de la capacidad del alcantarillado aguas abajo.
- Recarga de los recursos de agua subterránea.
- Reducción o eliminación de la necesidad de mejoras en las infraestructuras aguas abajo.
- Disminución de la erosión de los cauces (con un diseño apropiado) a través del control de la velocidad y de la reducción del caudal.

El control de la contaminación del agua con las TGEU ofrece los siguientes beneficios potenciales:

- Reducción de la carga contaminante a través de deposición, reacción química y mecanismos de depuración biológicos.
- Mejoras de las características del caudal que llega a la planta de depuración.
- Beneficios estéticos y ecológicos del hábitat en lugares multiuso.
- Control de la deposición de sedimentos.
- Mejora de la calidad del agua a través de la filtración, en su caso, del agua de escorrentía.

Las técnicas de gestión de la escorrentía urbana (TGEU) se pueden clasificar desde numerosos puntos de vista. En la literatura nos encontramos con clasificaciones diferentes según los autores y con terminología aún no consensuada, sobre todo en castellano.

Dos de las clasificaciones más coherentes son las que se presentan a continuación (Temprano et al, 1996):

Según el grado de intervención de la estructura en la red:

- Medidas no estructurales: son aquellas que no precisan una actuación en la estructura de la red y por lo tanto no requieren inversiones elevadas (pavimentos porosos, almacenamiento en las cubiertas, limpieza viaria, almacenamiento en las propias conducciones existentes, etc.).
- Medidas estructurales: son aquellas en las que es preciso operar en la estructura de la red o en la depuradora.

Las técnicas no estructurales se centran en la optimización del funcionamiento del sistema unitario existente, en el control reglamentario de vertidos o en la

modificación de las actividades de la cuenca. Pueden ser un elemento importante en el plan de reducción de reboses de alcantarillado unitario, aunque se debe tener en cuenta que en áreas altamente urbanizadas pueden no ser alcanzables los objetivos deseados.

Según el lugar del sistema de alcantarillado donde se apliquen:

- Control en origen: son aquellas medidas que se aplican a elementos del sistema de drenaje previamente a su incorporación a la red de saneamiento.
- Control aguas abajo: son aquellas medidas que se aplican en la red de alcantarillado o en la EDAR.

3.3.1. Control en origen

Como se exponía en el apartado anterior el control en origen se da cuando la medida tiene lugar normalmente en la superficie de la cuenca. Las técnicas de control en origen se pueden subdividir en dos categorías:

- Técnicas que reducen el caudal o volumen total de la escorrentía que entra en el sistema de alcantarillado.
- Técnicas de prevención de la contaminación que reducen la cantidad de contaminantes que entran en el sistema.

Las técnicas que buscan reducir el caudal y volumen consisten, normalmente, en construir depósitos pequeños que estén localizados cerca de la fuente, con lo cual se permite una más eficiente utilización del sistema de conducción aguas abajo. Otra forma de actuar estas TGEU en origen es infiltrar el agua en el suelo de forma no se genera ni almacenamiento ni flujos superficiales.

Se orientan claramente a evitar los efectos clásicos de la impermeabilización de las cuencas, tanto en caudales y volúmenes de agua como en contaminación. Son técnicas preventivas. Reducen o capturan volúmenes de aguas contaminadas, reducen el número de reboses al medio receptor, o realizan algún tipo de tratamiento simple a las aguas antes del vertido al medio. Es claro que la problemática que presenta una red unitaria es muy diferente a la que nos encontramos en una red separativa.

Si se controla un porcentaje de las aguas de escorrentía antes de que penetre en la red de alcantarillado se mejora la efectividad del sistema. Este control se puede hacer bien desviando parte de las aguas hacia sistemas que permitan o faciliten la infiltración en el suelo (zanjas drenantes, depósitos de retención, etc.) bien haciendo que el flujo atravesase medios porosos que retrasan y aplanan el hidrograma que luego puede ser introducido a la red (pavimentos porosos, depósitos de filtración en lecho de arena, etc.). El control también puede consistir en acumular agua en determinadas superficies (calle, aparcamientos, etc.).

Las instalaciones en el lugar normalmente se diseñan para controlar cortas e intensas lluvias que producen las puntas de caudal más elevadas. El volumen total

de escorrentía de tales lluvias es bastante pequeño, y el tiempo de detención es relativamente corto.

Las técnicas de control en origen suelen aprovechar para realizar algún tipo de tratamiento a las aguas de escorrentía algún tipo de tratamiento basado en fenómenos físico o biológicos sencillo. Se podría hablar de tratamientos blandos (por utilizar una terminología similar a la utilizada en depuración de aguas residuales urbanas) o naturales.

Entre las técnicas “blandas” se pueden citar los sistemas de infiltración, las lagunas ó estanques, las cunetas filtrantes, los filtros de arena, etc. Algunos de los procesos ó mecanismos que se van a utilizar en las diferentes técnicas “blandas” de gestión de las aguas de escorrentía se presentan en la siguiente tabla (modificada de Debo, 1995).

Tabla 3-38. Técnicas blandas de gestión de la escorrentía urbana.

| CONTAMINANTE | SISTEMAS DE INFILTRACIÓN | SISTEMAS DE ALMACENAMIENTO | SISTEMAS QUE UTILIZAN VEGETACIÓN | HUMEDALES |
|-------------------------------------|-----------------------------|--|----------------------------------|--|
| DBO₅ | Biodegradación | Biodegradación | Biodegradación | Biodegradación |
| Compuestos orgánicos tóxicos | Adsorción Biodegradación | Adsorción Sedimentación Biodegradación Volatilización | Adsorción | Adsorción Sedimentación Biodegradación Volatilización |
| Sólidos | Adsorción | Sedimentación | Filtración | Adsorción Sedimentación |
| Nutrientes | Adsorción | Bioasimilación | Bioasimilación | Bioasimilación |
| Aceites y grasas | Adsorción | Adsorción Sedimentación | Adsorción | Adsorción Sedimentación |
| Metales pesados | Adsorción Filtración | Adsorción Sedimentación | Filtración | Adsorción Sedimentación |
| Patógenos | Filtración | Sedimentación | No es aplicable | No es aplicable |

Uno de los mejores mecanismos de eliminación es la mezcla de los procesos de adsorción y sedimentación; esto se debe a que muchos contaminantes de la escorrentía se encuentran en forma particulada sedimentable. Los metales pesados y sustancias orgánicas solubles se adsorben fácilmente a la materia en suspensión, favoreciendo así su sedimentación. Una vez sedimentados, los contaminantes se degradan generalmente por vía biológica al ser asimilados, por la biota microbiana o por la vegetación, a través de sus raíces (Debo, T.N.; 1995, citado por Jiménez, R., 1999).

Dentro de las técnicas de control en origen que se basan en prácticas de prevención se pueden citar:

- **Limpieza de las calles:** La suciedad de las calles es una de las fuentes principales de ciertos contaminantes (p.e. flotantes) que van a parar al medio receptor a través de los reboses de alcantarillado unitario, de ahí que la limpieza de las calles se considere una técnica de gestión. La efectividad de la limpieza de las calles depende del régimen de lluvias, de la frecuencia de la limpieza y de otros factores tales como la densidad de circulación y del tipo estacionamiento de vehículos en las calles.

- Programas de educación pública: El objetivo prioritario de educación para el control de la contaminación de los reboses de alcantarillado unitario es la concienciación de los ciudadanos en temas de protección ambiental de los hábitats acuáticos que reciben las descargas. Un aspecto importante de un programa de educación pública es la adecuada gestión del vertido de objetos de usos sanitario y de higiene personal dentro de las viviendas. Así, un estudio del “New York City Department” (1993) demostró que, aunque este tipo de objetos representan alrededor de un 5% de los flotantes descargados por los reboses, son los que causan mayor impacto en la ciudadanía.
- Programas de gestión de residuos: Aceites, pinturas, productos de limpieza, cierto tipo de residuos domésticos, etc., son algunos de los residuos que pueden entrar en la red de alcantarillado y ser arrastrados al medio acuático por los reboses. Una gestión adecuada de estos materiales requiere, en primer lugar, la concienciación ciudadana a través de programas de educación pública y, en segundo lugar, un programa efectivo de gestión de residuos.
- Control de fertilizantes y pesticidas: Los fertilizantes y pesticidas lavados durante los sucesos de lluvia de la superficie urbana, especialmente en zonas de parques, contribuyen notoriamente al incremento de contaminación en las escorrentías y en los reboses.
- Control de la erosión del suelo: Controlar la erosión de los suelos es importante pues las partículas del suelo llevan asociadas nutrientes y metales, además de contribuir a los procesos de sedimentación en la red. Las principales fuentes a controlar en entornos urbanos son los parques y las zonas en construcción. Una posible solución en parques sería limitar ciertos tipos de usos del suelo y, por ejemplo, aumentar las zonas con vegetación.
- Control de la escorrentía de zonas comerciales e industriales: Zonas como las gasolineras, las inmediaciones de estaciones de ferrocarril, zonas de aparcamiento de vehículos, etc., son fuentes importantes que contribuyen muy significativamente a la contaminación de las aguas entrantes a la red, especialmente de ciertos contaminantes tales como aceites y grasas, hidrocarburos, sólidos, etc.

El control en origen presenta las siguientes ventajas:

- Proporciona gran flexibilidad para elegir el lugar para la instalación.
- Se puede estandarizar el diseño de la unidad de almacenamiento o infiltración.
- Se puede incrementar la eficiencia del sistema de conducción aguas abajo existente.
- El control del caudal en tiempo real puede incrementar la capacidad del sistema.

Y los siguientes inconvenientes:

- El mantenimiento y la regulación son difíciles y costosos ya que hay que inspeccionar un gran número de unidades que proporcionan el mismo nivel de protección que menos y más grandes controles aguas abajo.
- No son normalmente efectivos para controlar las inundaciones en zonas muy aguas abajo.

3.3.2. Control aguas abajo

El control aguas abajo se da cuando la medida tiene lugar al final de una gran cuenca, en una subcuenca de una cuenca o en una estación depuradora de aguas residuales. Con el control aguas abajo el volumen de almacenamiento se concentra en menos emplazamientos. Estas instalaciones proporcionan más almacenamiento que las de control en origen. Suelen ser técnicas curativas o paliativas, y suelen utilizarse cuando se decide no intervenir en el interior de las subcuencas.

Los procesos de tratamiento que se suelen utilizar son modificaciones o adaptaciones de procesos convencionales. Se pueden citar la utilización de procesos físico-químicos, la flotación, el uso de equipos de pretratamiento, que normalmente precisan energía eléctrica, llegando incluso al uso de sistemas biológicos como los biofiltros o a sistemas de desinfección como los rayos ultravioletas

El control aguas abajo presenta las siguientes ventajas:

- Tiene un coste de construcción reducido comparado con un gran número de unidades de control en origen.
- Tiene un reducido coste de funcionamiento y mantenimiento.
- Es más fácil de administrar su construcción y mantenimiento.

Y los siguientes inconvenientes:

- Encontrar ubicaciones aceptables puede ser difícil.
- Los costes de adquisición del terreno pueden ser altos.
- En sistemas de alcantarillado unitarios encajar un almacenamiento en el sistema de alcantarillado puede ser difícil.
- Puede tener mayores impactos medioambientales y por lo tanto encontrar oposición pública.

Las medidas no estructurales coinciden, en general, con el control en origen; por su parte las medidas estructurales lo hacen con el control aguas abajo. Además, a las técnicas de control en origen se las podría denominar técnicas preventivas; la filosofía de las técnicas de control aguas abajo suele ser curativa o paliativa.

En las TGEU se suele diferenciar entre sistemas con retención y sistemas con detención del agua. La detención se refiere al almacenamiento temporal de la escorrentía con objeto de reducir las descargas punta (aplanan y expanden el hidrograma de entrada), tras este corto periodo de tiempo el agua es conducida hacia cursos de agua naturales o artificiales (alcantarillado) para que continúe el ciclo hidrológico. Estas instalaciones se diseñan para vaciarse completamente después del suceso de lluvia. La retención engloba los procedimientos en los que el agua de escorrentía se almacena durante un periodo considerable y su incorporación de nuevo al ciclo hidrológico se realiza por infiltración, percolación o evapotranspiración y no de forma directa a los cursos de agua (Scott et al., 1999). En ocasiones, sin embargo, en los sistemas de retención el agua es reenviada a un cauce o conducto aguas abajo por un desagüe controlado. Un ejemplo de instalación de detención serían los depósitos de regulación de una red de alcantarillado mientras que ejemplos de instalaciones de retención serían las zanjas o depósitos de infiltración. De forma general se puede decir que en las técnicas de control en origen se intenta conseguir retención, mientras en los sistemas aguas abajo se suele utilizar detención.

Una gestión efectiva de las aguas de escorrentía debe ser coordinada en una base regional o planeada en toda la cuenca. Normalmente, a través de un plan director, una mezcla de controles en origen y controles aguas abajo parece ser lo más apropiado

3.4. TIPOLOGÍA DE LAS TÉCNICAS DE GESTIÓN DE LA ESCORRENTÍA URBANA

Como se ha visto, no hay una frontera clara entre qué constituye control en origen y control aguas abajo. Hay instalaciones de almacenamiento que, hablando estrictamente, pueden clasificarse como cualquiera de los dos tipos. A continuación se presenta una descripción más detallada, propuesta por Stahre y Urbonas (1990), que contiene varias tipologías de TGEU (se muestran en el diagrama de la figura siguiente):

- Control y tratamiento local
- Control en entradas
- Detención o retención en el lugar
- Detención o almacenamiento en línea
- Detención fuera de línea
- Instalaciones de detención en la depuradora

Las tres primeras pueden considerarse como medidas de control en origen, mientras que las tres segundas pueden considerarse control aguas abajo. Las tres últimas quedarían englobadas dentro de los denominados sistemas de control y tratamiento de reboses (SCTR) de alcantarillado.

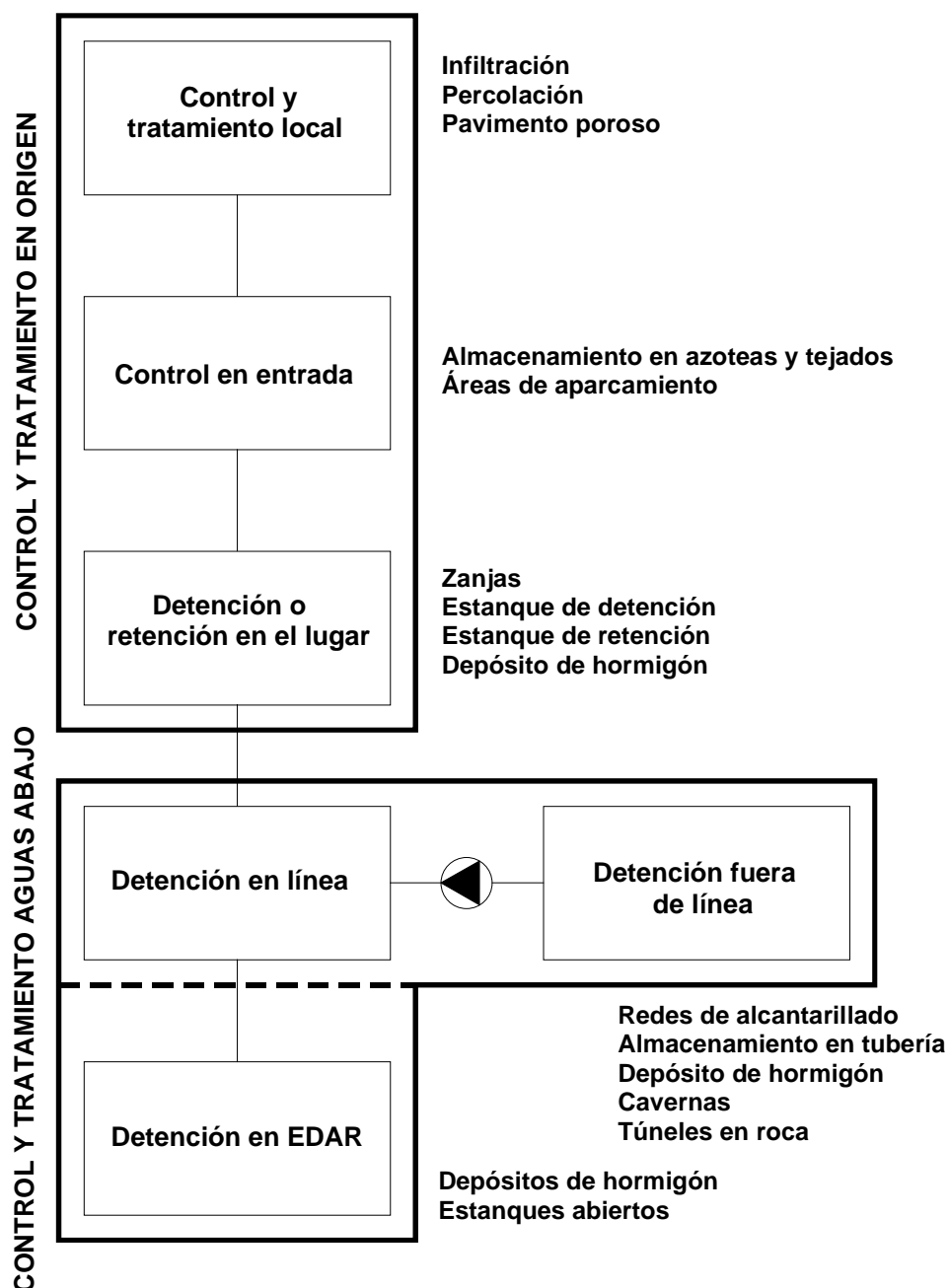


Figura 3-29. Clasificación de las TGEU.

3.4.1. TGEU con control y tratamiento en origen

3.4.1.1. Control y tratamiento local

El término control y tratamiento local se usa para describir las instalaciones de almacenamiento que utilizan infiltración o percolación para gestionar las aguas pluviales. Esta práctica intenta utilizar caminos propios de la naturaleza para gestionar las aguas pluviales de los sucesos de lluvia más pequeños. Se intenta evitar que el agua entre en la red de alcantarillado.

Cuando el suelo es adecuado las aguas de lluvia de las áreas impermeables son transportadas hacia lugares específicamente diseñados cubiertos con vegetación e

infiltradas en el suelo. Si los lugares adecuados de infiltración no existen o no están disponibles, las aguas pluviales pueden dirigirse hacia depósitos u otro tipo de dispositivos, ya sean superficiales ó subterráneos, en los cuales se le permite al agua infiltrarse en el suelo.

El tratamiento local debe tomar alguna de las siguientes formas:

- Dispositivos de infiltración
- Pavimentos porosos o modulares



Figura 3-30. Ejemplo de diferentes tipos de pavimentos filtrantes.

Tabla 3-39. Ventajas e inconvenientes del control y tratamiento local.

| VENTAJAS | INCONVENIENTES |
|---|---|
| Reducción de la escorrentía Posibilitan la recarga de acuíferos Se producen pequeñas pérdidas por evaporación Se reduce la contaminación | Obstrucciones Gasto inicial Posible contaminación de aguas subterráneas Coste y mantenimiento Levantamiento del pavimento por congelación del suelo |

3.4.1.2. Control de entradas en origen

Las aguas pluviales pueden ser controladas en origen reteniéndolas en un lugar del suelo urbano previo a la entrada al sistema de alcantarillado. Esto se hace estrangulando las entradas al sistema de conducción. El volumen de detención se obtiene entonces en superficies o lugares adecuadamente preparados como:

- Azoteas
- Parques para estacionar automóviles
- Patios industriales
- Otras superficies diseñadas apropiadamente

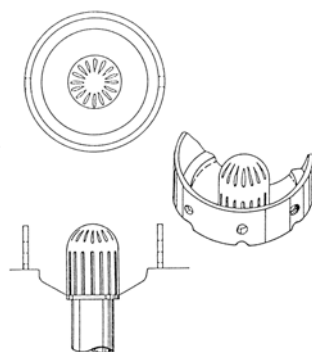


Figura 3-31. Ejemplo de boquilla a situar en azoteas.

Ya que los volúmenes de escorrentía en tales áreas son pequeños, los desagües requeridos son también pequeños, lo que aumenta el potencial de obstruirse con los desechos. También, el desagüe debe evacuar el agua almacenada temporalmente en un tiempo razonable para no causar molestias.

Tabla 3-40. Ventajas e inconvenientes del control de entradas en origen.

| VENTAJAS | INCONVENIENTES |
|---|--|
| Retardo en la escorrentía Efecto refrigerante en el edificio (en el caso de azoteas) Posible protección contra el fuego | Carga estructural Posibilidad de obstrucción Problemas de congelación durante el invierno Filtraciones en los tejados (en el caso de azoteas) |

3.4.1.3. Retención o detención en el lugar

El almacenamiento en el lugar se corresponde con las instalaciones que se colocan en los tramos altos del sistema de alcantarillado. La principal diferencia entre el almacenamiento en el lugar y el tratamiento local y el control de entrada en origen está en la cantidad de área contribuyente que es interceptada. El almacenamiento en el lugar generalmente intercepta la escorrentía de varias partes de la cuenca. Esto significa que el agua ha recorrido una pequeña distancia antes de llegar al dispositivo de almacenamiento. El almacenamiento en el lugar puede tomar alguna de las siguientes formas:

- Bandas de césped o zanjas de césped
- Estanques de detención (ó secos)
- Estanques de retención (ó húmedos)
- Depósitos de hormigón, normalmente subterráneos
- Grupos de tuberías subterráneas
- Sistemas de filtración en lecho de arena

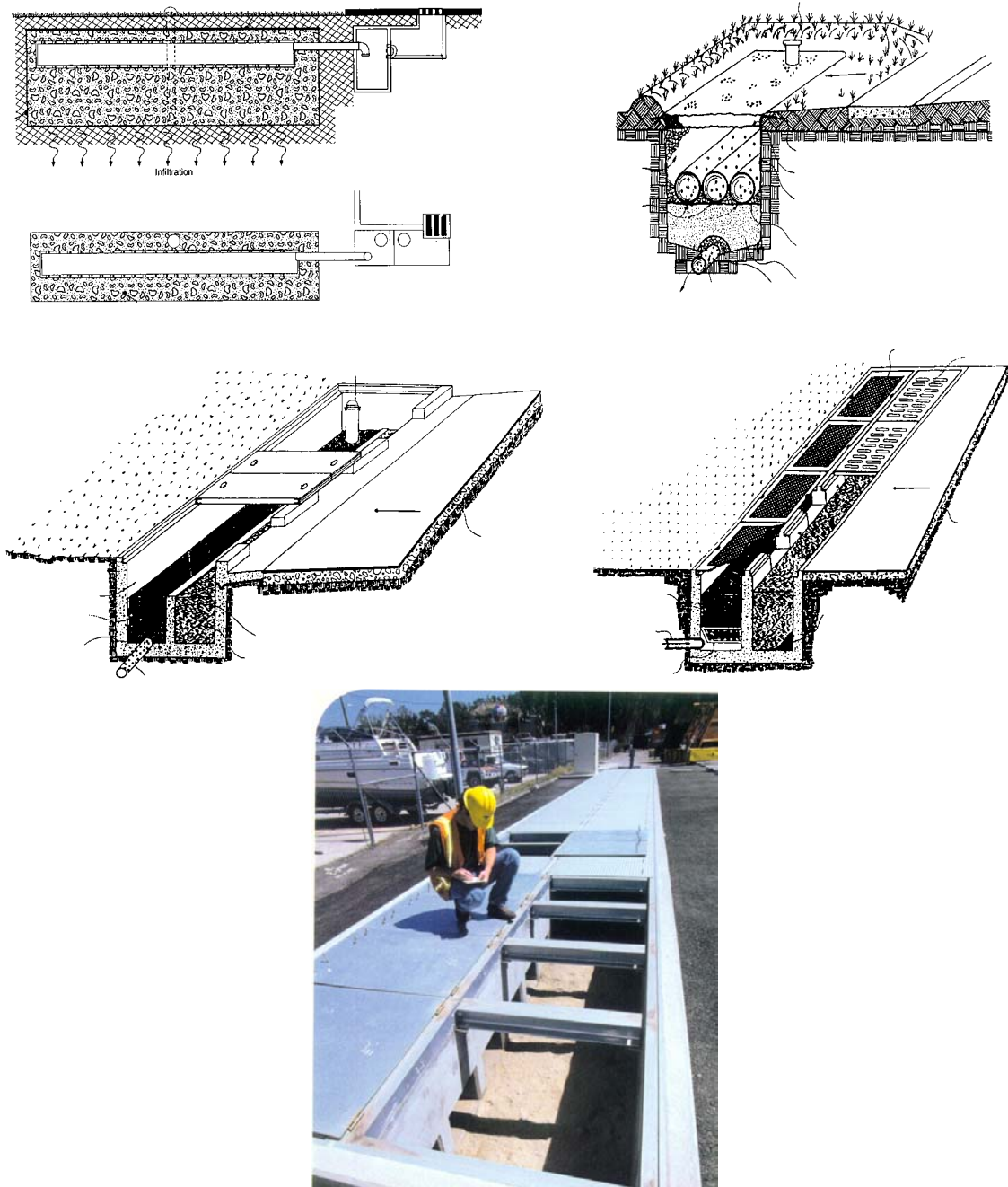


Figura 3-32. Diferentes configuraciones de sistemas de infiltración (Bell, W.; 1995).

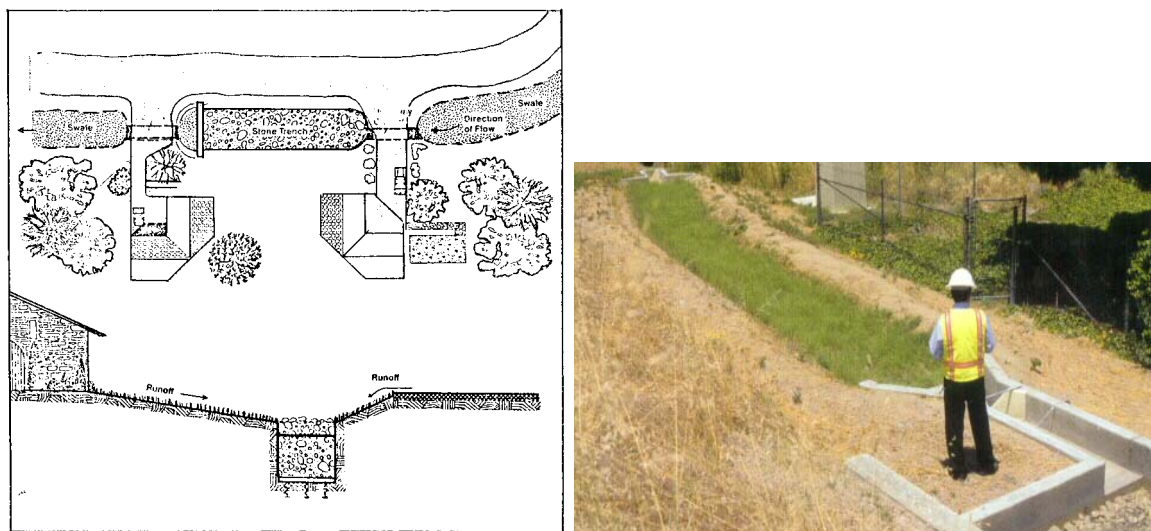


Figura 3-33. Ejemplo de zanjas de infiltración en una zona residencial (Roesner, L.A.; 1989).

Cuando la urbanización es más cerrada o la cuenca está más consolidada, es difícil conseguir espacio para construir un sistema de laguna o de humedales. En ese caso se recurre a sistemas compactos de almacenamiento-tratamiento en línea. El tratamiento suele consistir bien en filtración a través de lechos de arena.

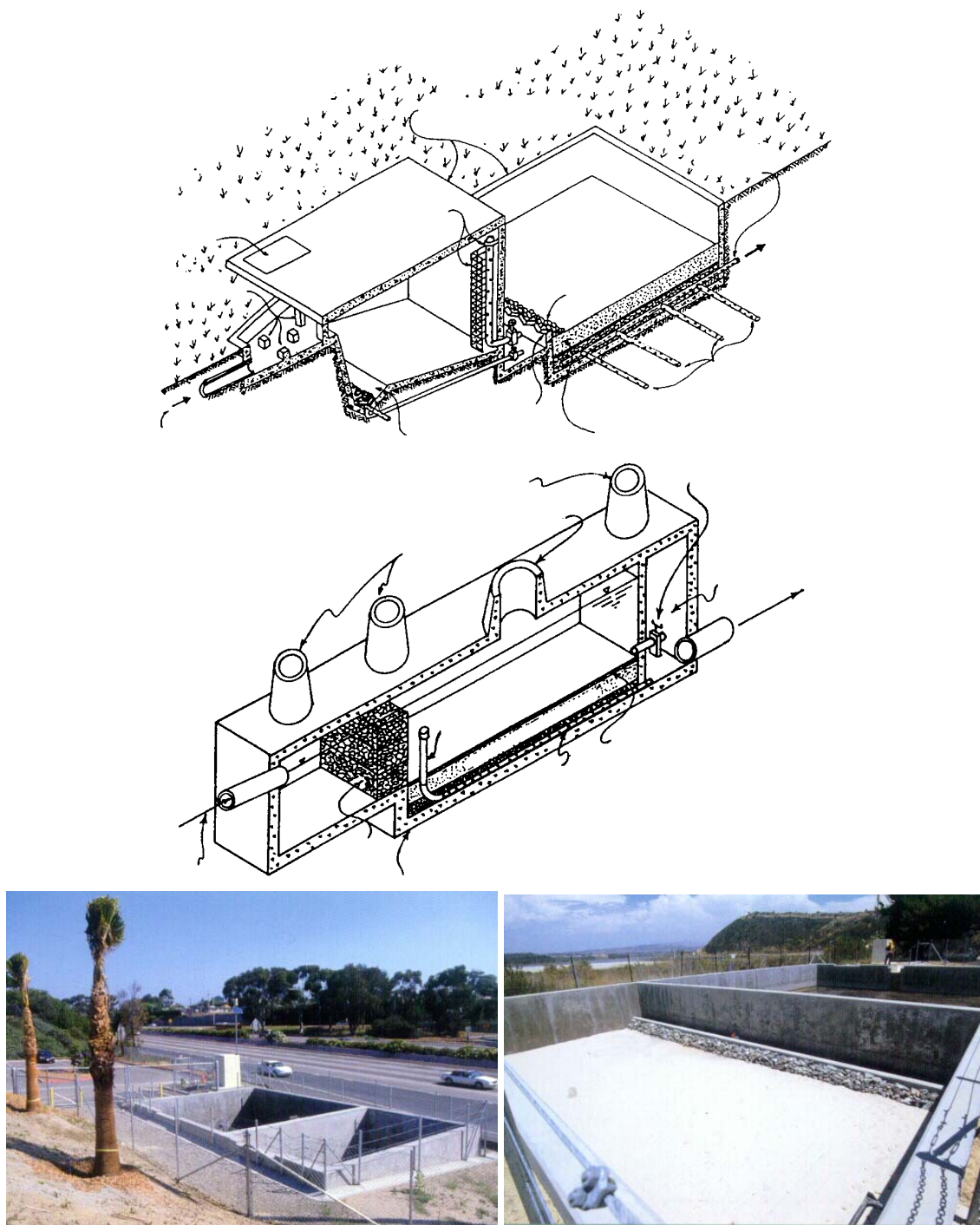


Figura 3-34. Dispositivos de filtración en lecho de arena de aguas de escorrentía con o sin cubierta para áreas densamente urbanizadas (Bell, W.; 1995).

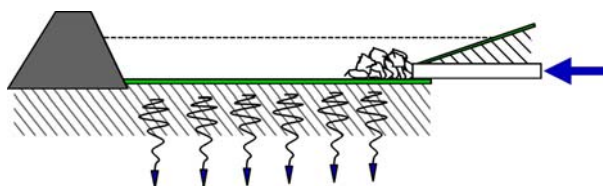


Figura 3-35. Estanque de retención.

El uso de lagunas o estanques para el control y el tratamiento de las aguas de escorrentía urbana ha tenido un amplio uso en los últimos años en EEUU y en Europa. Al mismo tiempo los diseños han sido cada vez más sofisticados con el fin de alcanzar los objetivos ambientales previstos, tanto desde un punto de vista de calidad del agua como desde el punto de vista de integración paisajística.

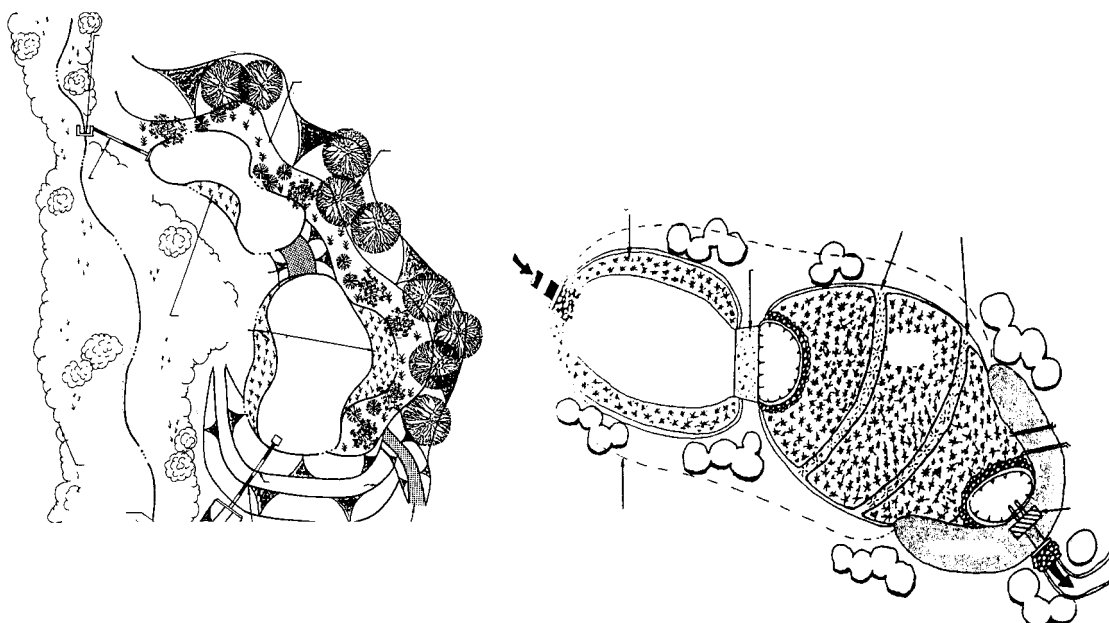


Figura 3-36. Sistemas de detención blandos. Ejemplos de configuraciones de TGEUs basados en lagunas y humedales (Claytor, R.; 1995).

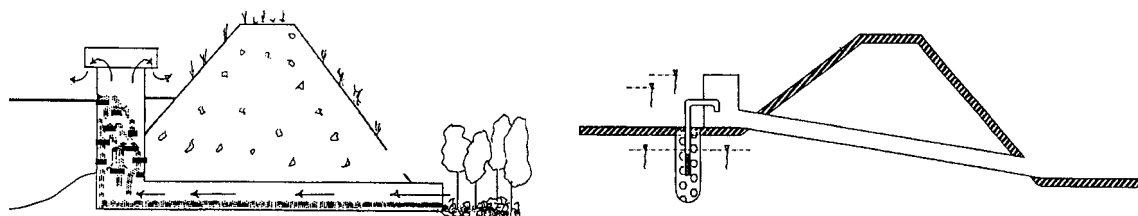


Figura 3-37. Sistemas de salida de lagunas: sistema aireado y sistema sifónico (Claytor, R.; 1995).



Figura 3-38. Estanque de detención y estanque de retención (cortesía de CALTRANS).



Figura 3-39. Ejemplos de integración paisajística de sistemas de control y tratamiento de las aguas de escorrentía (cortesía de CALTRANS).

Tabla 3-41. Ventajas e inconvenientes del la retención o detención en el lugar.

| VENTAJAS | INCONVENIENTES |
|---|---|
| Puede ser estéticamente agradable Capacidad multiuso Rentables desde un punto de vista coste-beneficio Permiten generar hábitats acuáticos Puede aumentar el valor de los terrenos Reducen la contaminación Reducción y retardo de la escorrentía | Requieren grandes áreas Posible contaminación y eutrofización Puede ser motivo de rechazo por la población Posible riesgo de accidentes Posibles problemas de mantenimiento Restricciones para otros usos cuando llueve Acumulación de suciedad y desperdicios en las depresiones |

3.4.2. TGEU con control y tratamiento aguas abajo

3.4.2.1. Detención en línea

El término “en línea” se refiere a dispositivos de detención en los conductos del alcantarillado, depósitos subterráneos, u otras instalaciones de almacenamiento que estén conectados en línea con la red de conducción; es decir, son aquellos por los que siempre pasa el agua procedente de zonas superiores del sistema.

La detención en línea puede aprovechar el exceso de capacidad que se puede encontrar en una red de alcantarillado existente o puede ser preciso construir nuevas instalaciones de almacenamiento adicionales para proporcionar el volumen necesario. Después de la lluvia el agua almacenada se descarga por gravedad a la red y se conduce a la planta de tratamiento.

Los objetivos del almacenamiento en línea son maximizar los caudales promedio dirigidos hacia la estación depuradora y reducir los volúmenes de reboses. El caudal máximo aguas abajo se puede regular mediante dispositivos tales como válvulas vórtex, de reconocida eficiencia y bajo coste de mantenimiento y explotación.

Los depósitos de detención en línea pueden tomar cualquiera de las siguientes formas:

- Depósitos de hormigón subterráneos ó superficiales
- Volumen disponible en la red de alcantarillado
- Grupos de tuberías
- Túneles
- Cavernas subterráneas

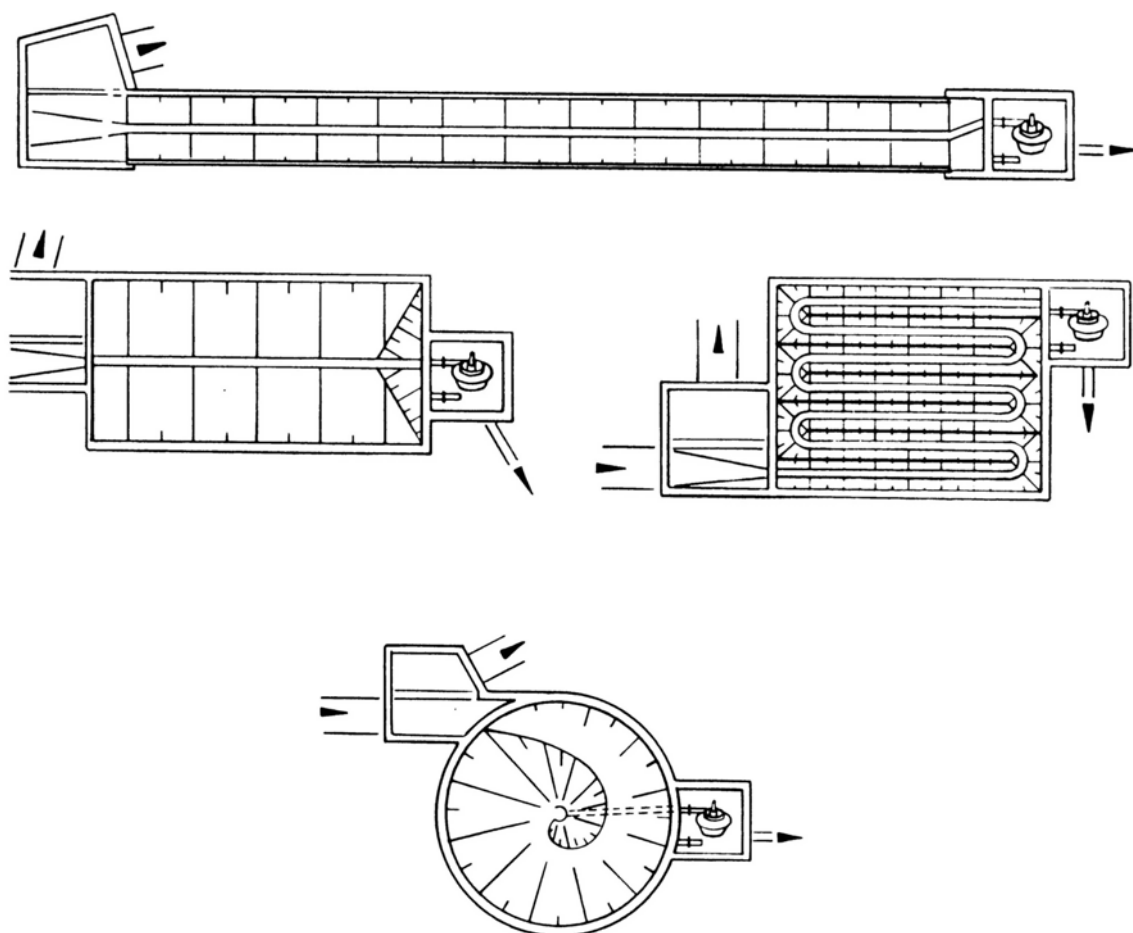


Figura 3-40. Geometrías típicas de depósitos en línea (W.P.C.F.; 1989).

Tabla 3-42. Ventajas e inconvenientes de la detención en línea.

| VENTAJAS | INCONVENIENTES |
|--|---|
| Usos alternativos para el agua almacenada La superficie de cubrición puede tener usos alternativos Conservación del agua en el sistema Eliminación de contaminantes Capacidad de controlar grandes áreas Capacidad multiuso | Caro de instalar Capacidad limitada Acceso de mantenimiento restringido Disponibilidad de terrenos Problemas de aceptabilidad pública si no se hace bien Problemas de seguridad Dificultad de encontrar lugares adecuados |

3.4.2.2. Detención fuera de línea

El almacenamiento fuera de línea abarca la captura y el almacenamiento de los reboses de alcantarillado unitario en un depósito o túnel de almacenamiento subterráneo, o superficial, que no están en línea con la red de alcantarillado u otro sistema de conducción. La detención fuera de línea se lleva a cabo desviando el caudal desde el sistema de conducción hasta el depósito cuando se supera un valor de caudal predeterminado. El agua desviada se almacena hasta que la capacidad de la conducción o del tratamiento se vuelve asequible aguas abajo. En ese instante, el

agua almacenada se vacía por gravedad o bombeo a un punto aguas abajo en la red de saneamiento.

La capacidad de las estructuras de almacenamiento subterráneo en túneles o cavernas suele ser muy grande y con la particularidad de no interferir con la superficie, lo cual es particularmente interesante para zonas urbanas congestionadas.

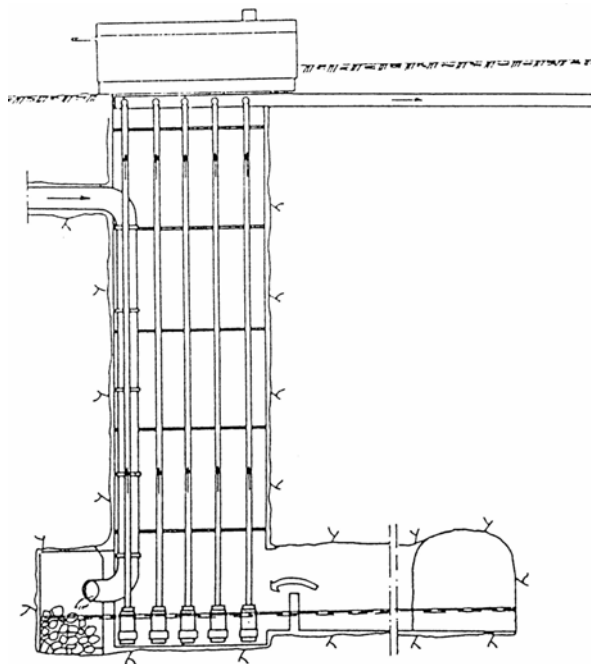


Figura 3-41. Esquema del sistema de bombeo de un túnel de detención en Estocolmo (Stahre, P.; 1990).

Con el almacenamiento fuera de línea uno debe decidir cómo se vaciará el volumen retenido. En el diseño de instalaciones fuera de línea deben considerarse los siguientes aspectos:

- El tiempo de retención hidráulica para evitar problemas de olores o de salud pública.
- La capacidad hidráulica o la capacidad de tratamiento del sistema aguas abajo.
- La carga hidráulica en el sistema aguas abajo en cualquier momento.
- La posibilidad de que lleguen a la instalación caudales adicionales antes de que el depósito esté vacío.

Las ventajas e inconvenientes del almacenamiento fuera de línea coinciden prácticamente con las de la detención en línea.

3.4.2.3. Detención en la EDAR

El agua que finalmente llega a la estación depuradora de aguas residuales es consecuencia de las estrategias implantadas aguas arriba. Determinados diseños

provocarán la llegada a la depuradora de caudales de hasta diez veces el caudal medio, otras estrategias aguas arriba pueden determinar que a la depuradora sólo lleguen puntas de caudal no superiores a tres veces el caudal medio. En esta última situación, que puede darse en estrategias con un alto control de las aguas de escorrentía con TGEU aguas arriba, puede provocar que esta punta de caudal, aunque limitada, se prolongue durante prolongados periodos de tiempo, llegando a perturbar el funcionamiento del reactor biológico.

Las depuradoras que reciben puntas de caudal superiores a 2.5 ó 3 veces el caudal medio precisan de modificaciones o infraestructuras complementarias a la línea convencional de tiempo seco. Una posible modificación es la ampliación del número de decantadores primarios. Durante el tiempo seco estas unidades pueden permanecer vacías, pero en tiempo de lluvia pueden actuar como depósitos de detención. En el caso de lluvias excepcionales se puede llegar a verter al medio receptor desde ellos. En este caso el agua de rebose habrá sido pretratada y sometida a un tratamiento primario.

Otra posible solución de control en la EDAR es la construcción de depósitos de retención fuera de línea, es decir balsas o estanques. Las configuraciones de este tipo de dispositivos van desde depósitos de planta rectangular a depósitos similares a canales de oxidación. Cuando se prevé que el agua almacenada va a estar detenida periodos de tiempo largos es necesario airearla. Las formas de los depósitos mencionados no disponen, generalmente, de dispositivos de extracción de fangos, por lo que suele ser necesario mantener las aguas almacenadas en agitación o movimiento para evitar la formación de capas de sedimentos que podrían provocar problemas. El vaciado de los depósitos fuera de línea suele realizarse mediante sistemas de bombeo.

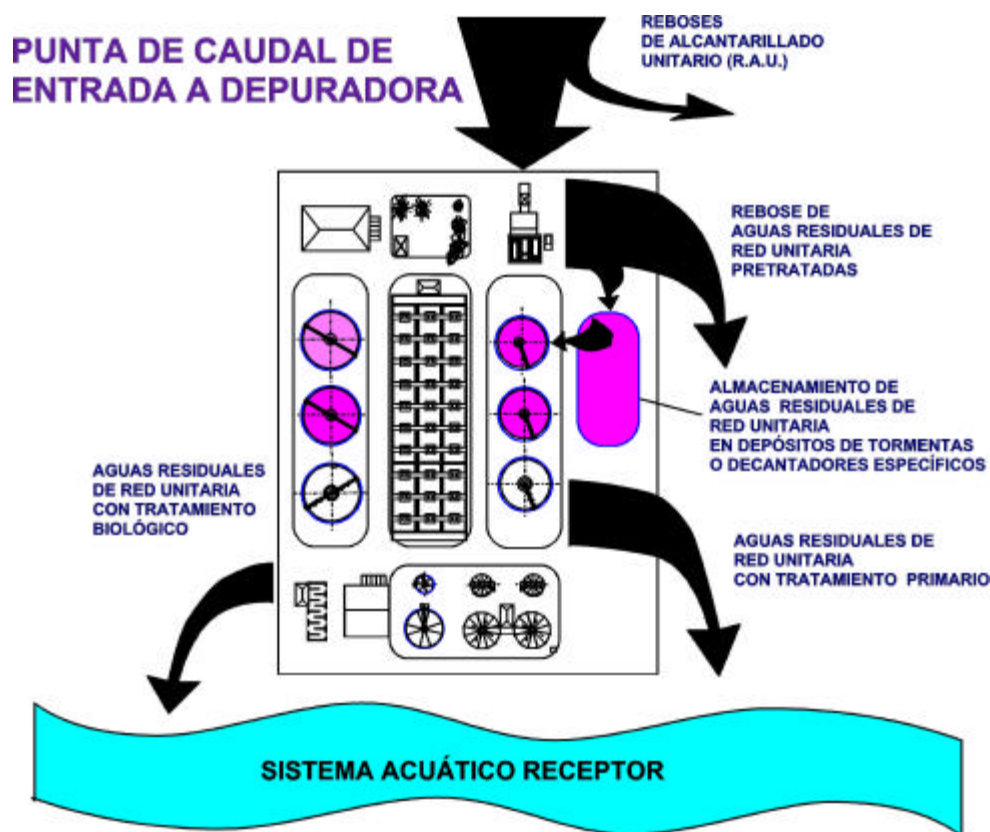


Figura 3-42. Posibles flujos de vertido en una EDAR ante una situación de sobrecarga hidráulica.

3.5. SELECCIÓN DE LAS TÉCNICAS DE GESTIÓN DE AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA Y DE REBOSES DE ALCANTARILLADO UNITARIO

La selección de las técnicas de gestión de aguas de escorrentía urbana y de reboses de alcantarillado unitario es un proceso complejo. No sólo hay numerosas posibilidades dentro de cada una de las tipologías anteriormente citadas, sino que se debe considerar la clasificación de los usos del agua y la disponibilidad de recursos. Más aún, conseguir la calidad de agua en el medio receptor para un determinado uso puede ser más económico si el control y el tratamiento se realizan en la EDAR.

A la hora de realizar la selección de un sistema u otro se debe tener en cuenta también el tipo de explotación y mantenimiento que se realizará sobre ellos. Las formas básicas que se pueden presentar son:

- Control local: que abarca el control de un dispositivo en concreto.
- Control regional: que proporciona el funcionamiento coordinado de varios controladores locales.
- Control global: que proporciona la coordinación de los controladores regionales para optimizar el funcionamiento del sistema.

3.5.1. Objetivos de los sistemas de control y tratamiento de reboses

Mediante la combinación estratégica de TGEU se persigue conseguir un objetivo, que puede estar basado en (Novotny, 1995):

- Porcentaje de captura seguido de tratamiento. Fijar un porcentaje de un contaminante concreto que debería capturarse y tratarse.
- Frecuencia de reboses. Reducir el número de reboses de alcantarillado unitario no tratados por año a un número específico.
- Nivel de tratamiento. Especificar el rendimiento de eliminación de contaminantes del control de reboses de alcantarillado unitario, con frecuencia especificados como el equivalente de un tratamiento primario.
- Primer lavado. Proporcionar la captura y/o el tratamiento de una parte determinada del rebose total que contenga la mayor fracción de la carga contaminante.
- Óptimo de la curva. Basar el dimensionamiento de una unidad de control en un análisis de coste-beneficio.

Llevar a cabo cualquier estrategia y la traducción de los objetivos al diseño requiere una estimación de los volúmenes de caudal de los reboses de alcantarillado unitario y de la frecuencia resultante de los reboses, lo que después se compara con las metas. Esto requiere información histórica (veinticinco años o más) de lluvias, del correspondiente caudal de aguas receptoras, de la disposición del sistema de alcantarillado y su capacidad, de las características de la cuenca, y del caudal de aguas residuales en tiempo seco.

3.6. DEPÓSITOS-ALIVIADERO

Entre los diferentes tipos de instalaciones de almacenamiento de las aguas de lluvia los depósitos-aliviadero de hormigón son los que ofrecen una mayor flexibilidad. Debido a su naturaleza estructural los depósitos-aliviadero de hormigón pueden configurarse de cualquier forma geométrica prácticamente. Su principal ventaja es que sus paredes pueden hacerse casi verticales o verticales, lo que significa que las servidumbres de paso pueden minimizarse. Sus desventajas incluyen una estética pobre, un alto coste de construcción y una obligación de cuidar su seguridad. Las necesidades estéticas y de seguridad pueden resolverse ubicando los depósitos-aliviadero de hormigón en zonas aisladas como plantas industriales, patios, etc, donde las necesidades estéticas y de seguridad del público general se mitiga por el limitado acceso a tales instalaciones. Como alternativa, los depósitos-aliviadero de hormigón pueden convertirse en cavernas de almacenamiento subterráneas cuando las condiciones del lugar así lo dicten.

Hasta la fecha, su uso más extendido ha sido en Europa para el control de los reboses de alcantarillado unitario. En este apartado se describen varias configuraciones de regulación de caudal que pueden ser utilizadas en la captación,

almacenamiento y tratamiento de caudales de sistemas unitarios y, en algunos casos, para las aguas pluviales de los sistemas separativos.

3.6.1. Objetivos

Este tipo de estructuras se utilizan normalmente en sistemas de alcantarillado unitario con EDAR localizada aguas abajo del sistema. Las misiones fundamentales de los depósitos-aliviadero son:

- Homogenizar y regularizar los caudales que se dirigen a la depuradora, es decir, reducir los valores punta de caudal y contaminación que llegan a la depuradora.
- Minimizar los contaminantes que se vierten al medio receptor, realizando la captura del primer lavado o proporcionando algún tipo de tratamiento a los reboses.

Los depósitos-aliviadero pueden utilizarse también en el alcantarillado de pluviales en redes separativas como único tratamiento que se da a las aguas pluviales antes de verterlas al medio receptor. Este tratamiento puede ser una simple sedimentación o incluir procesos más sofisticados, pero siempre teniendo en cuenta que al aumentar el nivel de tratamiento, las actividades de explotación y de mantenimiento se complicarán.

3.6.2. Tipologías de depósitos-aliviadero

Los depósitos-aliviadero de hormigón pueden clasificarse, según la misión que desempeñen el tanque o tanques que los configuren, en dos grupos principales:

- Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado
- Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación

3.6.2.1. Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado

La misión de estos depósitos-aliviadero es almacenar las primeras aguas de lluvia, que se suponen más contaminadas. Dentro de los depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado hay dos tipos, en función de cómo estén conectados al alcantarillado:

- Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado en línea
- Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado fuera de línea

3.6.2.1.1. Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado en línea

Un depósito-aliviadero en línea se conecta en serie con el alcantarillado. Por lo tanto, el agua residual, tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia, pasa siempre por el depósito. El depósito está equipado con un regulador de caudal en la salida que tiene menos capacidad hidráulica que la entrada. El caudal pasa a través del

depósito sin detenerse, hasta que el valor del caudal entrante excede la capacidad de la salida. El exceso de caudal se almacena dentro del depósito hasta que el tanque se llena o el valor del caudal entrante desciende.

La figura 3-43 muestra un depósito-aliviadero de primer lavado en línea donde el exceso de caudal ya no entra en el depósito. Cuando el depósito está lleno el agua en el tanque queda aislada y el caudal adicional, que no puede almacenarse en el depósito, es vertido al medio receptor a través de un aliviadero situado aguas arriba del depósito. De esta manera, todas las lluvias menores y el principio de las lluvias mayores son interceptados. Como resultado, la escorrentía de las lluvias menores y más frecuentes reciben tratamiento. Para las lluvias mayores, el volumen de “primer lavado”, más contaminado, recibirá tratamiento, mientras que el resto de la escorrentía no se tratará. Una vez que la lluvia ha cesado el depósito se vacía.

DEPÓSITO-ALIVIADERO CON TANQUE DE PRIMER LAVADO EN LÍNEA

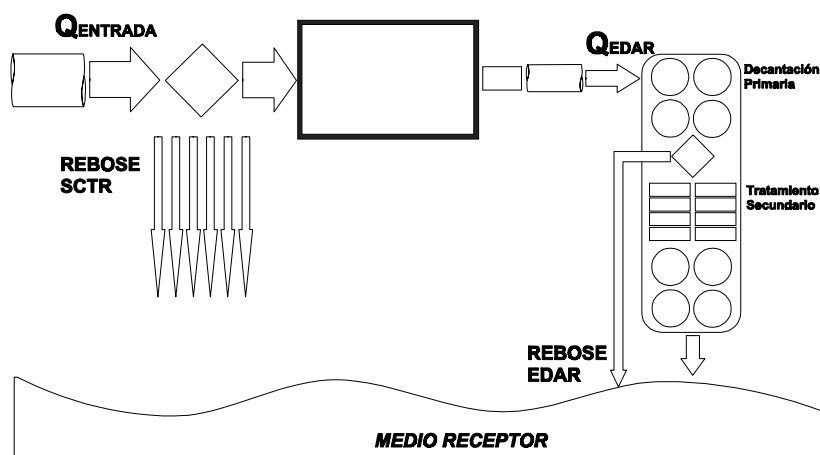


Figura 3-43. Esquema de un depósito-aliviadero con tanque de primer lavado en línea.

Las ventajas de un depósito-aliviadero con tanque de primer lavado en línea son las siguientes:

- Existencia de un solo aliviadero.
- Disposición de tuberías sencilla.
- Suele ser posible el vaciado del depósito por gravedad.
- Gran flexibilidad de diseño.

Las desventajas son:

- Si el depósito se vacía por gravedad, dependiendo del regulador de salida, puede haber una gran variación de caudal.
- Los flotantes, probablemente, se verterán fuera del sistema.
- Es difícil diseñar el depósito para que sea autolimpiable.

La figura 3-44 muestra un depósito-aliviadero con tanque de primer lavado en línea típico. El depósito de almacenamiento es circular en planta con una alimentación tangencial. La salida de caudal hacia EDAR está en el centro. Cuando el tanque se llena con aguas de lluvia, se crea un efecto remolino que arrastra la materia contaminante e impide la acumulación de sedimentos. El rebose ocurre aguas arriba del depósito de almacenamiento, por lo que el agua de rebose no puede remezclarse con el primer lavado capturado.

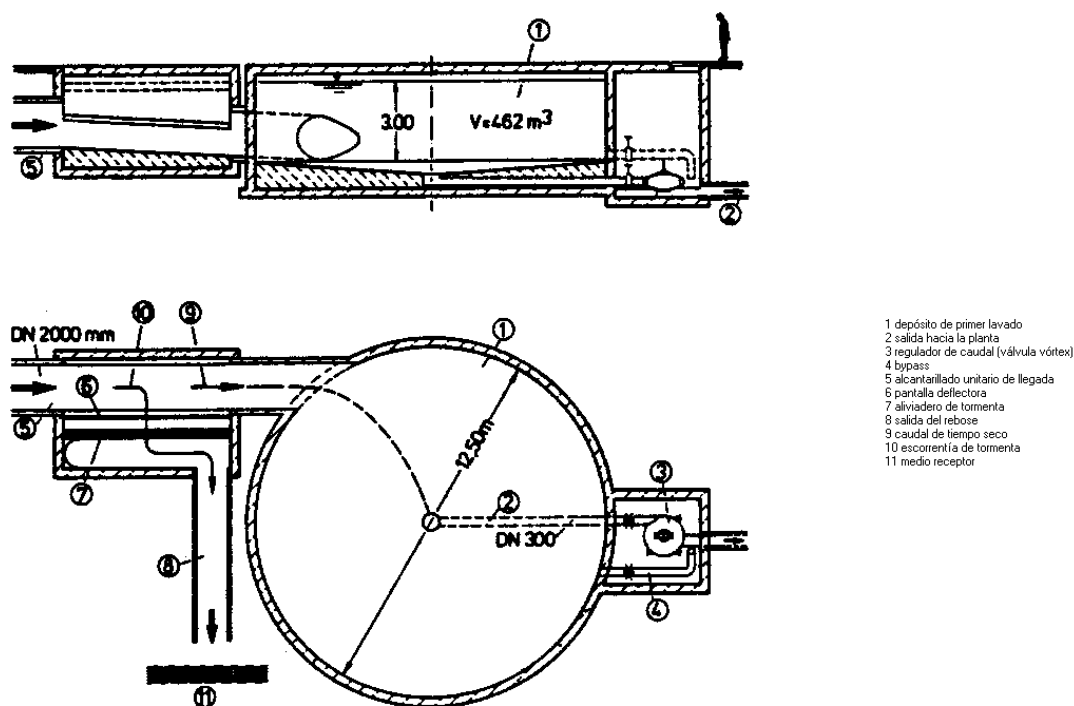


Figura 3-44. Depósito-aliviadero con tanque de primer lavado en línea de planta circular. (Roesner, L.A.; 1989)

3.6.2.1.2. Depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado fuera de línea

Un depósito-aliviadero fuera de línea está conectado en paralelo a las tuberías de alcantarillado. Por tanto, el caudal de tiempo seco pasa de largo y no atraviesa el depósito de almacenamiento.

La figura 3-45 ilustra un depósito-aliviadero con tanque de primer lavado fuera de línea.

Durante el suceso de lluvia, cuando el caudal supera un valor prefijado, se vierte por un aliviadero lateral al tanque de almacenamiento. La entrada de agua residual a la instalación de almacenamiento continúa hasta que el tanque de almacenamiento fuera de línea se llena o el valor de caudal en la conducción principal baja por debajo del valor fijado para que funcione el aliviadero lateral. Cuando el depósito se llena, el nivel del agua en el depósito está a la cota de coronación de un segundo aliviadero y, como resultado, el caudal en exceso no entra al depósito, sino que se vierte al medio receptor a través de este segundo aliviadero, normalmente sin recibir tratamiento. El tanque fuera de línea puede vaciarse por gravedad en el caso de que

las cotas lo permitan. Si no debe hacerse por bombeo. En ocasiones puede utilizarse una solución mixta (vaciado parcial por gravedad), con lo que se minimizan los costes de energía.

DEPÓSITO-ALIVIADERO CON TANQUE DE PRIMER LAVADO FUERA DE LÍNEA

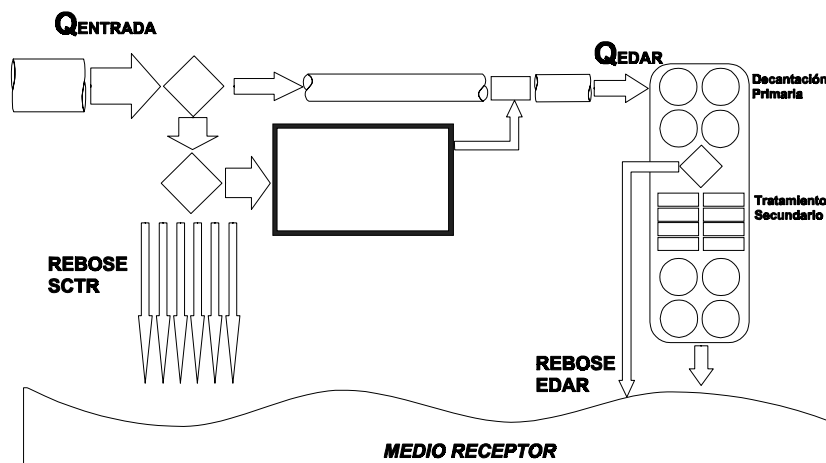


Figura 3-45. Esquema de un depósito-aliviadero con tanque de primer lavado fuera de línea.

Las ventajas de un almacenamiento fuera de línea sin un aliviadero son las siguientes:

- Se consigue almacenar las primeras lluvias, que se suponen más contaminadas.
- Menos variaciones de caudal en el vaciado del depósito.
- No hay agua en el depósito durante el periodo de caudales de tiempo seco.

Las desventajas son:

- Se requiere una distribución de conducciones más compleja.
- Probablemente, se requerirá un bombeo para el vaciado del depósito.
- Los flotantes se verterán fuera del sistema, probablemente.
- La hidráulica del aliviadero lateral es complicada.

3.6.2.2. Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación

Si no hay razones para esperar un pronunciado primer lavado, es mejor elegir un depósito-aliviadero con tanque de sedimentación. Un depósito-aliviadero con tanque de sedimentación funciona de forma similar a un decantador primario de una EDAR. Las materias sedimentables decantan hacia el fondo y se vierte en los reboses un agua tratada. Como en el caso de los depósitos-aliviadero con tanque de primer lavado, hay dos variantes: en línea y fuera de línea.

3.6.2.2.1. Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación en línea

La figura 3-46 muestra una representación esquemática de una instalación de almacenamiento en línea equipada con un aliviadero, que funciona sólo cuando el volumen de almacenamiento del depósito es superado. El grado de tratamiento que el caudal recibe está determinada, entre otras cosas, por el tiempo de retención hidráulica del agua en el depósito.

DEPÓSITO-ALIVIADERO CON TANQUE DE SEDIMENTACIÓN EN LÍNEA

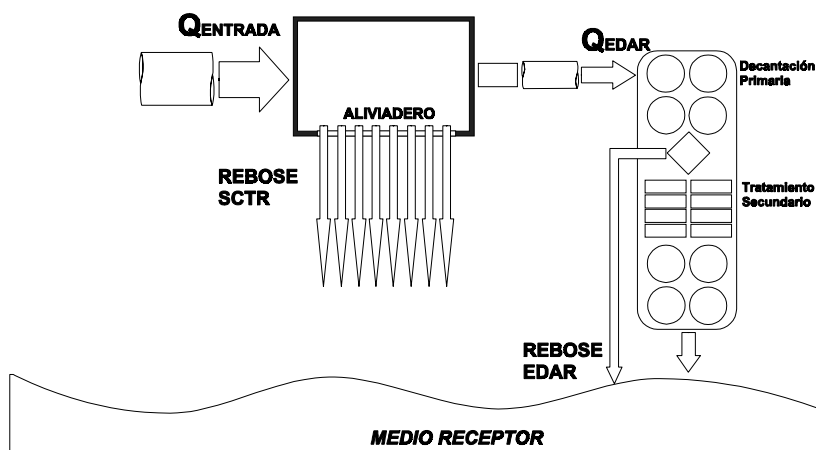


Figura 3-46. Esquema de un depósito-aliviadero con tanque de sedimentación en línea.

Las ventajas de un depósito-aliviadero de sedimentación en línea con aliviadero son las siguientes:

- Existencia de un solo aliviadero.
- Disposición de conductos sencilla.
- Los flotantes pueden quedar retenidos en el depósito
- El depósito puede ser vaciado por gravedad
- Flexibilidad en el diseño

Las desventajas son:

- Grandes variaciones en los caudales de salida del depósito si se vacía por gravedad
- Es difícil diseñar el depósito para que sea autolimpiable

3.6.2.2.2. Depósitos-aliviadero con tanque de sedimentación fuera de línea

Esta disposición se muestra en la figura 3-47. El caudal que excede la capacidad del depósito de almacenamiento se vierte fuera del depósito por un aliviadero situado dentro de éste.

DEPÓSITO-ALIVIADERO CON TANQUE DE SEDIMENTACIÓN FUERA DE LÍNEA

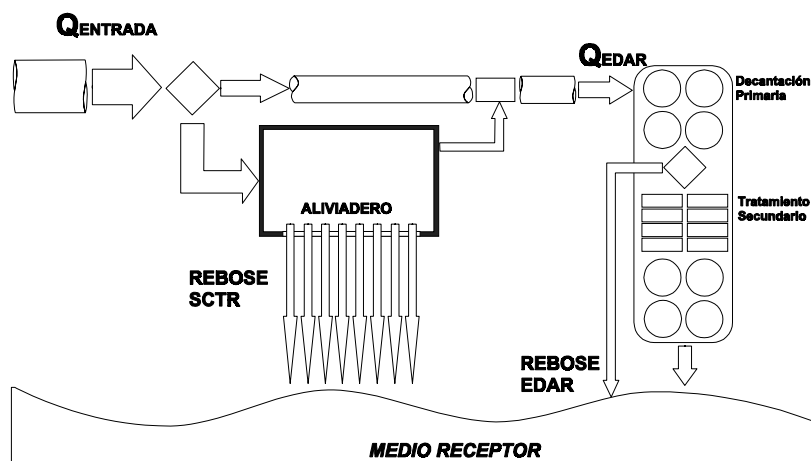


Figura 3-47. Esquema de un depósito-aliviadero con tanque de sedimentación fuera de línea.

Las ventajas de un almacenamiento fuera de línea con un aliviadero son las siguientes:

- El caudal en el alcantarillado aguas abajo varía menos que en las disposiciones en línea
- Los flotantes pueden ser retenidos en el depósito
- El depósito está vacío durante los periodos de tiempo seco

Las desventajas son:

- La distribución de conducciones es más compleja que en las conexiones en serie
- Para vaciar el depósito se requiere, con frecuencia, un bombeo

La figura 3-48 muestra un depósito-aliviadero con tanque de sedimentación típico. El depósito es rectangular en planta. La pared frontal se utiliza como rebose al depósito y la pared del fondo como rebose del decantador. El tanque puede vaciarse parcialmente por gravedad a través de una clapeta y el resto de volumen mediante bombas, que descargan directamente sobre el regulador de caudal de salida. El agua vertida por el rebose del decantador se controla mediante un orificio estrangulado para prevenir la expulsión de los lodos de contaminante sedimentados.

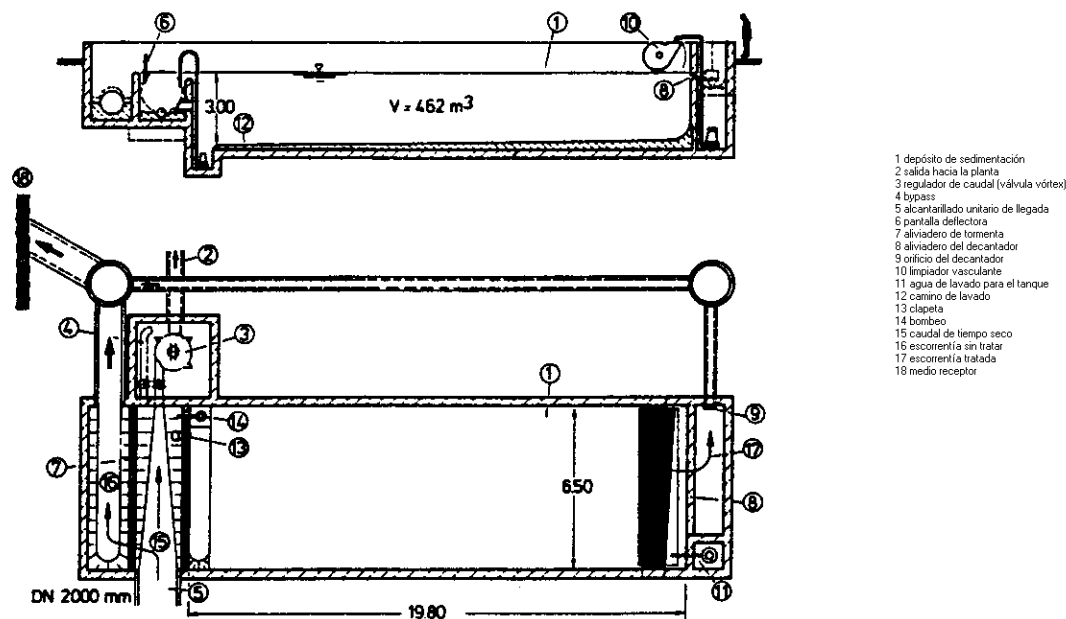


Figura 3-48. Depósito-aliviadero con tanque de sedimentación fuera de línea de planta rectangular. (Roesner, L.A.; 1989)

Los distintos tipos de depósitos-aliviadero pueden combinarse para trabajar juntos como una unidad. Se pueden combinar depósitos en línea y fuera de línea, o depósitos con tanques de primer lavado y de sedimentación. Combinándolos en una unidad compuesta se pueden aprovechar las ventajas de ambos.

La figura 3-49 muestra una unidad compuesta por un tanque de primer lavado en línea y un tanque de sedimentación fuera de línea. Bajo las condiciones de tiempo seco, y durante las lluvias de poca entidad, sólo se utiliza la unidad en línea. Durante las lluvias mayores, el depósito en línea se llena hasta su capacidad y el caudal excedente es desviado, a través de un aliviadero aguas arriba, al depósito fuera de línea. Cuando ambos depósitos se llenan, cualquier escorrentía adicional es vertida al medio receptor, a través de un aliviadero localizado en el segundo depósito.

COMBINACIONES DE DEPÓSITOS-ALIVIADEROS

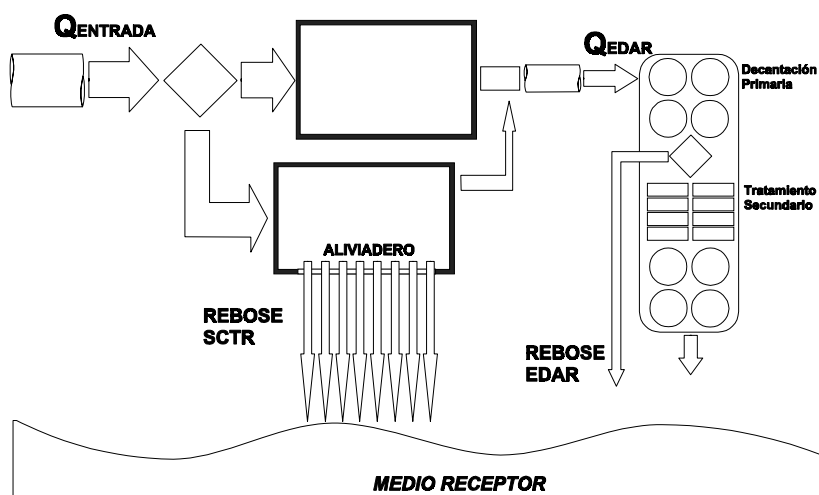


Figura 3-49. Combinación de depósitos-aliviadero.

La configuración anterior, en cierto modo compleja, sirve para atrapar la contaminación más fuerte de las aguas pluviales en el primer tanque, y para proporcionar algún tratamiento al resto de la escorrentía. Aún en el caso de que la capacidad del segundo depósito se supere, es esperable que el agua residual reciba un cierto tratamiento por haber estado almacenada temporalmente en el depósito de sedimentación.

3.6.3. Disposición de varios depósitos-aliviadero

Cuando, por las dimensiones de la cuenca, es necesario disponer varias estructuras de este tipo, éstas se pueden colocar en paralelo o en serie.

3.6.3.1. Depósitos-aliviadero en paralelo

Aquí el área de la cuenca total se distribuye en subcuencas totalmente independientes y, al final de cada una, se coloca un depósito-aliviadero, conectándose en paralelo.

DEPÓSITOS-ALIVIADEROS EN PARALELO

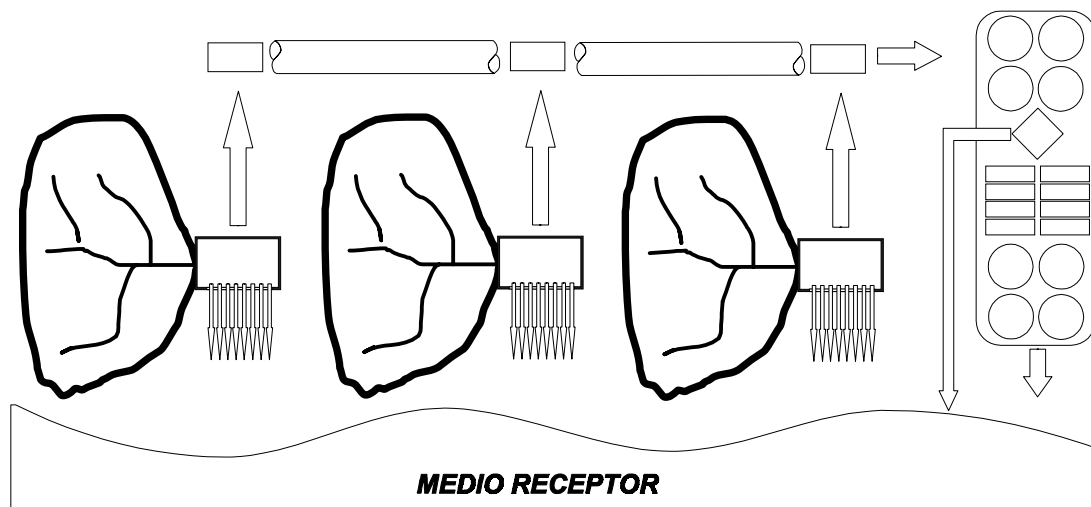


Figura 3-50. Depósitos-aliviadero en paralelo.

Las principales ventajas son:

- Las aguas residuales unitarias almacenadas en estas estructuras son conducidas siempre hasta la EDAR
- No hay una influencia mutua entre los distintos depósitos
- El diseño de cada depósito es libre e independiente
- Las condiciones hidráulicas son claras y el dimensionamiento es simple

Las desventajas incluyen:

- Con frecuencia los costes de construcción son elevados

3.6.3.2. Depósitos-aliviadero en serie

En este caso, la cuenca total se divide en subcuencas dependientes, en cuanto a que en su red de alcantarillado circula el agua residual propia de la subcuenca más el que dejó pasar la estructura de la cuenca anterior. Al final de cada subcuenca se coloca también un depósito-aliviadero, que esta conectado en serie con el resto.

DEPÓSITOS-ALIVIADEROS EN SERIE

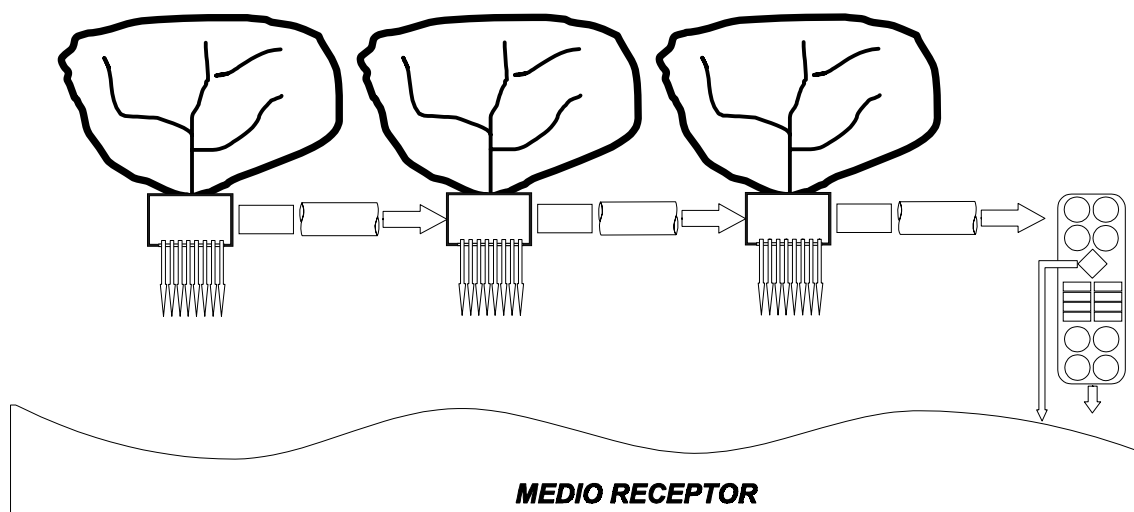


Figura 3-51. Depósitos-aliviadero en serie.

Las principales ventajas son:

- Con la disposición en serie se garantiza la eficiencia del funcionamiento del alcantarillado, en cuanto a que el caudal que llega a la EDAR no superará un cierto valor máximo y, en las situaciones críticas (cuando llueve), el caudal que llegará a la EDAR será el máximo que ésta pueda tratar.

Las desventajas incluyen:

- Los contaminantes separados en el depósito-aliviadero aguas arriba pueden verterse en el siguiente depósito-aliviadero.
- El diseño de cada tanque es más complejo que en el caso de depósitos-aliviadero en paralelo, ya que no son independientes y, por lo tanto, su dimensionamiento está condicionado por el resto

3.6.4. Configuración técnica

La configuración física de un depósito de almacenamiento de hormigón está condicionada por las características del lugar. Por ejemplo, las variaciones de cota en el sistema de alcantarillado determinarán si el depósito se podrá vaciar por gravedad o será necesario utilizar bombas.

Asimismo, la geometría del lugar dictará cómo se configurará la instalación en planta. Este aspecto puede ser especialmente crítico en áreas urbanas densas donde las servidumbres de paso son muy limitadas. Afortunadamente, los depósitos de almacenamiento de hormigón pueden configurarse fácilmente con cualquier diseño en planta.

Los depósitos de almacenamiento de hormigón pueden construirse con cubierta o sin ella. Los depósitos cerrados se utilizan, casi exclusivamente, en áreas densamente urbanizadas. Un depósito cerrado tiene ventajas en cuanto a control de

olores y seguridad, especialmente en sistemas de alcantarillado unitario. Un depósito abierto es una opción viable en un sistema de saneamiento unitario sólo en la EDAR, o en áreas aisladas y completamente cercadas.

Los contaminantes circulan a través del depósito de almacenamiento mediante uno de los dos modos siguientes: mezcla completa o flujo pistón. La mezcla completa se suele producir en tanques pequeños en los que se produce una homogenización, por lo que se asume que la concentración de contaminantes en todo el tanque es la misma. El flujo pistón se produce en tanques más largos, en donde el caudal que entra en un escalón de tiempo forma un pistón, que irá avanzado hacia la salida del depósito a medida que transcurra el tiempo. En este modo no existe transferencia de contaminantes entre los distintos pistones y el caudal que sale en cada escalón de tiempo comprende los pistones más viejos y/o fracciones de los mismos, presentes todavía en la unidad. Mientras que en el modo mezcla completa se asume que la única forma de eliminación de contaminantes es la bioquímica, en el flujo pistón puede haber una cierta decantación. En ambos modos, el indicador más importante del rendimiento de eliminación de contaminantes es el tiempo de detención.

3.6.4.1. Consideraciones verticales

La profundidad de los depósitos viene condicionada por la superficie del terreno disponible y por el volumen que se le quiera dar a la instalación. No hay límite superior en cuanto a las profundidades, que pueden llegar a ser de unas decenas de metros. Sin embargo, sí se limita la profundidad mínima a 2 m, ya que si se dota al depósito de una profundidad menor, requerirá una superficie en planta excesiva y, por lo tanto, su construcción será más cara, las condiciones de flujo serán menos eficientes, la posible sedimentación será menor y la accesibilidad para las labores de limpieza estará limitada.

3.6.4.2. Configuración en planta

Obviamente, el área a ocupar por la instalación de almacenamiento dependerá, entre otras cosas, de la disponibilidad de terreno y de las limitaciones de la servidumbre de uso.

Las formas en planta más habituales son la rectangular y la circular. Una forma rectangular ofrece ciertas ventajas de coste y mantenimiento. Por otro lado, los depósitos circulares y octogonales pueden tener más coste de construcción; sin embargo, ofrecen posibilidades de autolimpieza de las que carecen otras configuraciones. Puede ser necesario diseñar depósitos con forma irregular, especialmente en áreas densamente pobladas. En tales casos, se debe tener en cuenta que los costes de construcción y mantenimiento del depósito serán más elevados.

3.6.4.3. La estructura de entrada

La manera por la cual el agua residual alimenta al depósito de almacenamiento depende de si el depósito está en línea o fuera de línea. Cuando está en línea, todo el caudal de agua residual entra en el depósito de almacenamiento. Como resultado, no se necesita una estructura de entrada independiente.

Cuando el depósito de almacenamiento está fuera de línea, la entrada de flujo tiene lugar a través de una estructura de entrada específica. Esta estructura puede consistir en un aliviadero lateral diseñado para funcionar sólo después de que se supere un caudal predeterminado. En la siguiente figura se muestra, a modo de ejemplo, un esquema de un aliviadero lateral.

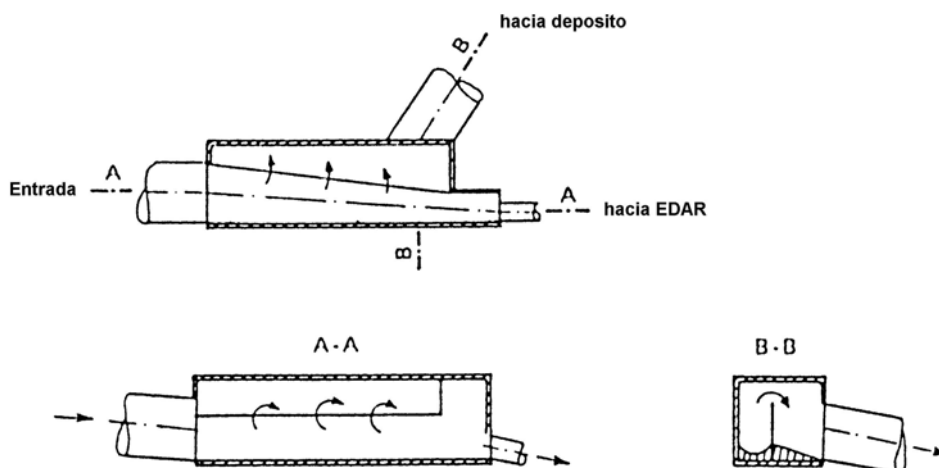


Figura 3-52. Aliviadero lateral típico. (Stahre, P.; 1990)

3.6.4.4. Configuración del fondo del depósito

El fondo del depósito debe diseñarse para facilitar la limpieza. Normalmente, se pueden encontrar tres configuraciones básicas que pueden cumplir este objetivo:

- Fondo plano
- Fondo con múltiples surcos paralelos
- Fondo con único surco continuo

3.6.4.4.1. Fondo plano

De todas las configuraciones de fondo de depósito la de fondo plano es, con mucho, la más simple y la más barata. Esta tipología es también la más fácil de limpiar y la que garantiza un mejor acceso a todas las partes del depósito. Por otro lado, los fondos planos no se prestan tan fácilmente como los otros dos tipos a la autolimpieza.

Para permitir el acceso a todas las partes del depósito para el mantenimiento, el fondo no debe estar inclinado más de un 10%. El límite inferior para esta inclinación es el 3%, que es el necesario para asegurar un buen vaciado.

Los depósitos conectados en línea con el alcantarillado están normalmente equipados con un surco en el fondo para conducir el caudal de tiempo seco. La capacidad hidráulica de este surco tiene que estar en equilibrio con la capacidad de la salida. Sólo cuando se supera la capacidad de la salida el agua sale fuera del

surco ocupando todo el fondo del depósito. Este surco puede localizarse en el centro o en uno de los bordes del depósito.

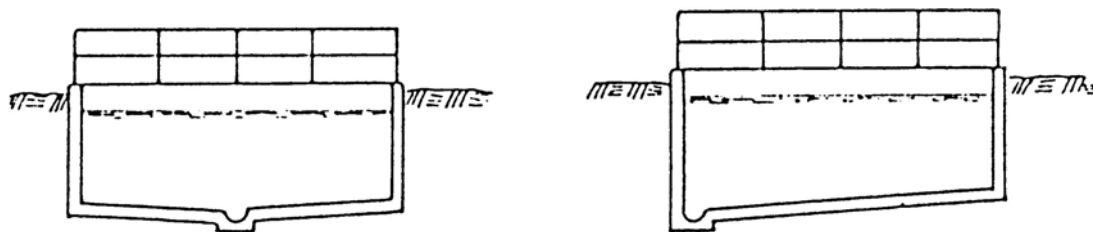


Figura 3-53. Distintas posiciones del surco de tiempo seco en depósitos con fondo plano. (Stahre, P.; 1990)

Los depósitos circulares y octogonales se construyen, casi sin excepción, con un fondo plano en forma de cono. En estos casos, el fondo está inclinado hacia el centro, donde se localiza la salida.

3.6.4.4.2. Fondos con surcos paralelos

En ocasiones, para facilitar la limpieza automática, el fondo de los depósitos está equipado con una serie de surcos longitudinales paralelos. Cada uno de los surcos se limpia por separado con el uso de chorros de agua. Evidentemente, este diseño de fondo es más caro que un fondo plano. Además, es más difícil para el personal de mantenimiento moverse sobre un suelo con surcos. En la siguiente figura se muestran tres diseños de surcos paralelos.

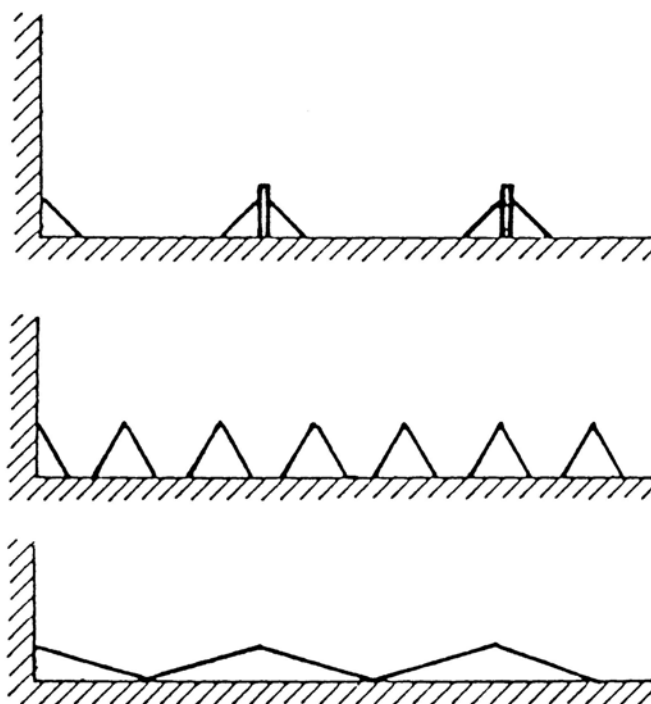


Figura 3-54. Distintas configuraciones de fondos de depósito con surcos paralelos. (Stahre, P.; 1990)

Originalmente, el propósito de la instalación de surcos paralelos en el suelo de un depósito de almacenamiento era hacer al fondo autolimpiable cuando se vaciaba. La experiencia ha mostrado, sin embargo, que el agua almacenada no acelera suficientemente como para alcanzar velocidades adecuadas para la limpieza de los sedimentos. Como resultado, el fondo tiene que ser limpiado con agua limpia periódicamente durante los periodos de tiempo seco. Por esta razón, los surcos necesitan tener una inclinación de, al menos, un 3% hacia la salida; cuanto mayor es la pendiente más efectiva es la limpieza con agua.

3.6.4.4.3. Fondos con un único surco continuo

Si está diseñado adecuadamente, un depósito con un único surco continuo puede ser totalmente autolimpiable durante los periodos de caudal de tiempo seco. En este diseño, el fondo tiene un surco con cierta pendiente entre la entrada y la salida que abarca completamente el fondo.

Para alcanzar velocidades de lavado razonables, la inclinación longitudinal debe ser igual o mayor al 2%. La inclinación tiene que aumentarse en cada vuelta en U para compensar la pérdida de energía. Esto significa que la diferencia de cota entre la entrada y la salida llega a ser bastante grande. Como resultado, este tipo de fondo es practicable sólo para depósitos relativamente pequeños.

La figura 3-55 representa la planta y el alzado de un depósito con un único surco continuo. La construcción de depósitos con este tipo de fondo suele ser más cara que la de depósitos con fondo plano. Para reducir costes se pueden utilizar elementos prefabricados para los surcos.

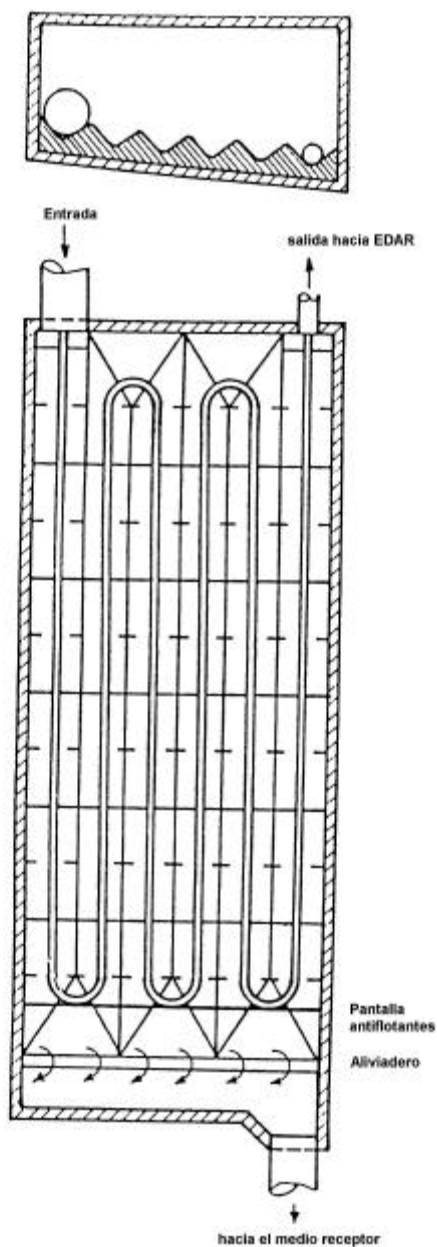


Figura 3-55. *Diseño en planta de un depósito con un único surco continuo. (Stahre, P.; 1990)*

Basándose en experiencias realizadas en Suiza, Koral y Saatci (1976) recogieron la siguiente serie de recomendaciones prácticas para el diseño de depósitos equipados con un único surco continuo para caudales bajos:

- La velocidad para caudales de tiempo seco en el surco no debe ser menor de 0.7 metros por segundo.
- La profundidad del agua en tiempo seco no debe ser menor que 3 centímetros.
- La inclinación de las paredes laterales de los surcos debe adoptar valores entre 1:1 y 1.4:1.

- La pérdida de altura en cada vuelta de 180 grados se estima entre 1 y 2 centímetros.

3.6.4.5. La estructura o dispositivo de salida

La estructura de salida, en combinación con la capacidad de almacenamiento, afecta al tamaño y naturaleza de las instalaciones aguas abajo. Es decir, las dimensiones de los conductos del alcantarillado, las bombas, el tanque de tratamiento, etc. dependen, en un alto grado, de cómo se configuren el dispositivo de salida y el almacenamiento.

Con frecuencia es deseable mantener el caudal de salida constante. Esto no es fácil de llevar a cabo, ya que la mayoría de los reguladores de salida muestran una relación logarítmico-lineal entre la profundidad de agua en cabeza y la descarga. Aun cuando el depósito se vacía con una bomba la eficiencia del bombeo puede variar cuando la bomba está sumergida.

La salida del caudal del depósito de almacenamiento puede ser controlada de varias maneras, que incluyen el uso de:

- Un orificio de salida fijo
- Una tubería
- Compuerta regulable
- Bombas
- Reguladores de caudal especiales

3.6.4.6. Aliviaderos y salida de emergencia

Además de la salida principal, los depósitos de almacenamiento de hormigón están, normalmente, equipados con un aliviadero, que comienza a funcionar cuando el depósito está lleno. Si el alcantarillado aguas abajo tiene suficiente capacidad, el agua vertida puede ser enviada hacia él; de lo contrario, el agua vertida se conducirá al medio receptor.

Para evitar que los flotantes se viertan sobre el aliviadero, éste debe estar equipado con una pantalla antiflotantes. Dicha pantalla puede adoptar distintas configuraciones. En la siguiente figura se muestran tres ejemplos distintos.

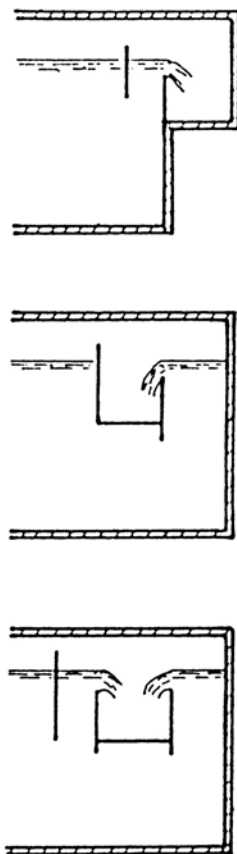


Figura 3-56. Ejemplos de colocación de pantallas antiflotantes en aliviaderos. (Stahre, P.; 1990)

El aliviadero, en el depósito de almacenamiento, debe estar localizado en el lado opuesto a la salida, ya que los flotantes tienden a acumularse en esta zona. Alejando el aliviadero de la salida, la probabilidad de que los flotantes emerjan entre la pantalla antiflotantes y el vertedero con el depósito lleno es reducida.

El aliviadero sirve también como salida de emergencia, por lo que tiene que ser capaz de desaguar todo el caudal entrante. De esta manera, el aliviadero se dimensiona para evacuar el máximo caudal de entrada, sin tener en cuenta la capacidad de la salida principal. De esta forma se prevé la posibilidad de que la salida principal se obstruya o quede fuera de servicio por labores de mantenimiento del sistema.

3.6.4.7. Instalaciones adicionales

Los depósitos de detención subterráneos deben estar dotados de electricidad, ventilación y agua de limpieza. Esto es necesario para el funcionamiento, limpieza y mantenimiento del depósito de almacenamiento y sus accesorios.

3.6.4.7.1. Equipo eléctrico

Se necesita energía eléctrica para la iluminación y para el funcionamiento de las bombas, compuertas y otros equipos mecánicos. Todos los equipos tienen que ser resistentes a la corrosión, sumergibles y a prueba de explosión. Este último requisito

se exige porque se sabe que dentro de los depósitos de almacenamiento subterráneos de los sistemas de alcantarillado unitario se acumulan gases de metano.

Los dispositivos de iluminación dentro del depósito deben situarse de forma que su acceso sea fácil para su reemplazo. Los cortacircuitos e interruptores deben estar localizados fuera de la cavidad del depósito de detención. Cuando sea posible, todo el equipo eléctrico, excepto las luces, debe localizarse en una habitación especial ventilada y caliente. En pequeñas instalaciones, puede ser una caja de distribución autoestable.

3.6.4.7.2. Ventilación

Es muy importante proporcionar una ventilación efectiva a los depósitos de detención subterráneos. La experiencia sugiere que una buena ventilación se lleva a cabo cuando se realizan de cuatro a seis partes de cambios de aire por hora. Aunque las tuberías de entrada y salida de caudal pueden proporcionar alguna ventilación al depósito, su contribución es incierta y no debe ser considerada en el diseño. Además, las aperturas de ventilación deben estar diseñadas para prevenir que el aire quede atrapado entre el techo del depósito y la superficie del agua.

El tamaño de los respiraderos dependerá de la localización del depósito, de las condiciones de viento y de la disposición de la ventilación.

3.6.4.7.3. Agua de limpieza

Es aconsejable dotar al depósito de agua dulce para lavar las paredes de los tanques de almacenamiento y las pantallas antiflotantes, y para limpiar con agua a presión los sedimentos acumulados en el fondo. Los suministros de agua más comunes son:

- Los sistemas de agua municipal
- Conexiones temporales con los hidrantes de agua para incendios
- Bombeo desde un río, estanque o lago cercanos
- Pozos de agua

La elección dependerá de la disponibilidad, aunque siempre es preferible que el suministro de agua sea permanente. El sistema interno de distribución de agua debe proporcionar un fácil acceso a todas las partes del depósito. Siempre que se conecta con un sistema de agua hay que asegurarse de instalar válvulas antiretorno con dispositivo antisifonamiento.

3.6.5. Explotación y mantenimiento

Los depósitos de almacenamiento de hormigón, especialmente si es enterrado, van a estar sujetos a condiciones de funcionamiento extremadamente severas que incluyen humedades elevadas, gases corrosivos y acumulación de lodos. Se pueden

reducir las labores de explotación y mantenimiento mediante un diseño apropiado (utilizando materiales resistentes a la corrosión y proporcionando una ventilación adecuada). Sin embargo, las inspecciones rutinarias seguirán siendo necesarias para asegurar el correcto funcionamiento del depósito.

La frecuencia de inspección variará con la complejidad de la instalación. Además, una inspección del depósito después de cada suceso de lluvia revelará si es necesaria la limpieza del dispositivo de salida para evitar su obstrucción, o la eliminación de inusuales acumulaciones de sedimentos. Si se mantiene un registro de todas las inspecciones que incluya fechas, horas, nombres de los inspectores y hallazgos, se pueden identificar tendencias a largo plazo y evitar mayores problemas.

El inspector debe realizar lo siguiente durante cada visita:

- Comprobar la instalación eléctrica
- Examinar el funcionamiento de las bombas, compuertas, etc.
- Comprobar que las salidas no estén obstruidas
- Eliminar los sedimentos acumulados en los tanques
- Inspeccionar el sistema de distribución de agua
- Examinar los dispositivos de medida
- Buscar excesiva condensación
- Buscar deterioros por corrosión
- Buscar otras señales de deterioro

Las distintas partes del depósito deben resultar accesibles para que se puedan realizar las labores de inspección y de limpieza. Cada tanque debe disponer de una escalera que permita el acceso. Siempre que se pueda, esta escalera será móvil, para que no quede sumergida cuando el tanque se llene, evitando así la acumulación de residuos en la misma.

La limpieza de los sedimentos acumulados en los fondos de los tanques puede automatizarse. Sin embargo, normalmente hay que complementarla con una limpieza manual.

El sistema más eficaz para la limpieza de los fondos de los tanques es el agua, aunque también pueden utilizarse rascadores mecánicos. La limpieza con agua puede realizarse manualmente, con agua a presión, o automáticamente, utilizando aspersores, hidroeyectores o limpiadores basculantes (ver figuras 3-57 y 3-58). Estos sistemas lanzan agua con energía suficiente para arrastrar los sedimentos acumulados en el fondo. Los rascadores mecánicos son una solución cara, sólo viable para determinadas configuraciones de fondo.

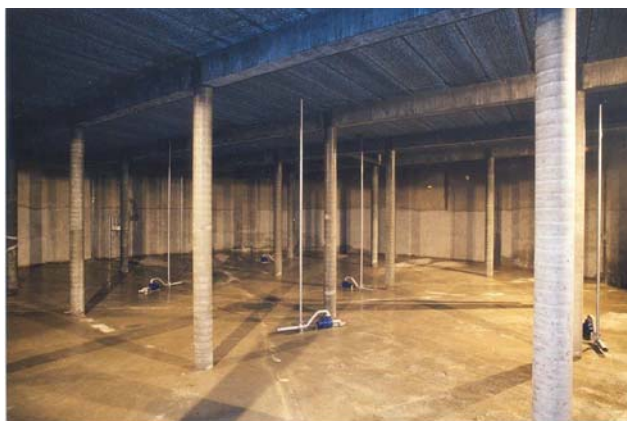


Figura 3-57. Hidroeyectores en fondo de depósito (Cortesía de RODIO).

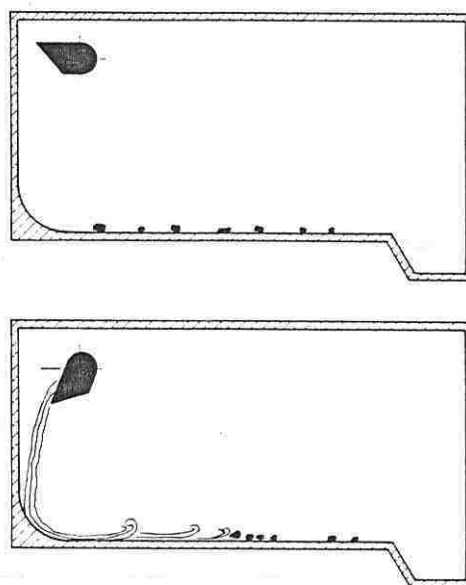
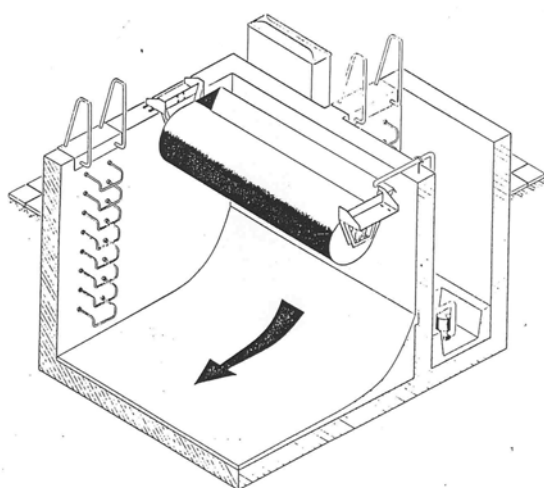
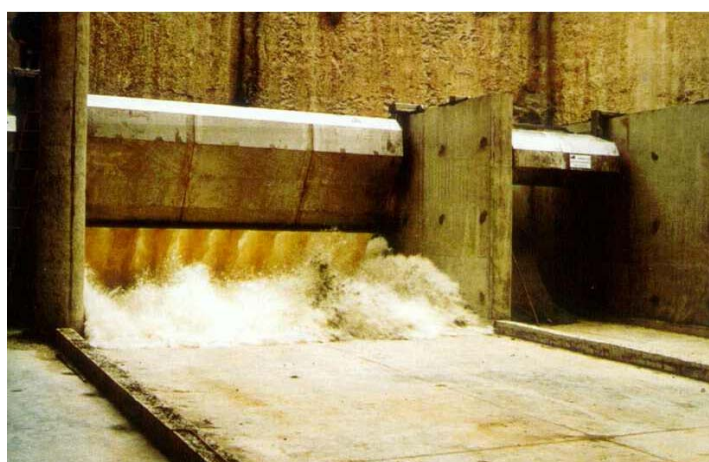


Figura 3-58. Limpiadores basculantes (Cortesía de RODIO).

Es importante, para la explotación de la instalación, hacer un registro histórico del nivel de agua en los tanques, lo que servirá para estudiar su comportamiento y proporcionará información para diseños futuros.

3.7. NORMAS DE DIMENSIONAMIENTO Y DISEÑO DE SCTR

A continuación se hace una revisión de las distintas normativas de dimensionamiento y diseño de sistemas de control y tratamiento de reboses.

3.7.1. Normativa alemana: ATV-Standard A 128 (1992)

La normativa alemana ATV A-128 es aplicable a las estructuras con aliviadero situadas en un sistema de alcantarillado unitario dentro de la cuenca que aporta agua a una estación depuradora de aguas residuales (EDAR). Las estructuras con aliviadero en un sistema unitario engloban los aliviaderos de aguas residuales en tiempo de lluvia, los depósitos-aliviaderos y los alcantarillados con capacidad de almacenamiento con aliviadero.

El objetivo de tratar las aguas residuales en tiempo de lluvia es lograr la máxima reducción posible de la contaminación total emitida por los aliviaderos y la EDAR. Los criterios presentados en esta normativa tienen como objetivo conseguir una protección efectiva tanto del medio receptor como de la EDAR frente a las cargas contaminantes.

Esta normativa impone que a la EDAR llegue un caudal igual o menor al que es capaz de tratar en todos los procesos (la normativa alemana no permite que haya reboses a continuación del tratamiento primario de una EDAR) y que la contaminación total emitida por los aliviaderos y la EDAR en tiempo de lluvia sea igual o menor que la que se hubiese vertido si el sistema fuese separativo.

Para estudiar estas emisiones es necesario determinar la duración y frecuencia de los reboses y los contaminantes que se vierten (el tipo, la cantidad, la concentración, etc.) a lo largo del año. Esta norma utiliza la carga anual de demanda química de oxígeno (DQO) como indicador de la contaminación.

Con los conocimientos actuales no es posible hacer predicciones de las concentraciones de contaminantes de un sistema unitario en un suceso de lluvia aislado principalmente por la multitud de fenómenos que participan. Por este motivo se ha desarrollado una formulación que utiliza una precipitación media anual y unas concentraciones de DQO medias para tiempo seco y tiempo de lluvia que definirían las condiciones típicas de Alemania. Los valores que se han tomado para el cálculo del volumen de almacenamiento necesario en el sistema de alcantarillado unitario son:

- Precipitación anual media: $h_{pr}=800$ mm
- Concentración de DQO en las aguas de escorrentía: $c_r=107$ mg/L
- Concentración de DQO en las aguas de tiempo seco: $c_{dw}=600$ mg/L
- Concentración de DQO en el efluente de la EDAR: $c_{tp}=70$ mg/L

La concentración media de DQO en la escorrentía resulta de la carga anual asumida de 600 kg por hectárea de superficie impermeable que es lavada con unas condiciones medias de 800 mm de precipitación anual y un coeficiente de

impermeabilidad de 0.70. Por lo tanto, la parte de precipitación que llega a la red de alcantarillado es 560 mm por lo que la concentración media de DQO en las aguas de escorrentía es 107 mg/L.

Partiendo de estos valores de referencia se calcula el valor del volumen total de almacenamiento en la red para cumplir las dos condiciones que impone esta normativa. A pesar de considerar estos valores como referencia, a la hora de calcular el volumen total de almacenamiento necesario en la red de drenaje se tienen en cuenta las condiciones locales; así, una precipitación media o una concentración de DQO en las aguas de tiempo seco mayor da lugar a un aumento del volumen de almacenamiento necesario.

3.7.1.1. Medidas para la gestión de aguas de escorrentía en redes unitarias

Esta normativa contempla las siguientes medidas para la gestión de la contaminación en una red de saneamiento unitaria en tiempo de lluvia:

- Medidas para la reducción de la cantidad de agua residual producida:
 - Reducir la cantidad o la contaminación de las aguas de escorrentía
 - Reducir la cantidad de agua residual doméstica e industrial
 - Reducir las infiltraciones en la red
- Medidas para el tratamiento de las aguas residuales de un sistema unitario:
 - Almacenamiento aguas arriba en la red de saneamiento unitaria
 - Redistribución de las entradas de la escorrentía en la red
 - Tratamiento de las aguas residuales en tiempo de lluvia

3.7.1.2. Tipologías de estructuras con aliviadero

Dentro de las estructuras con aliviadero para el tratamiento de las aguas residuales en tiempo de lluvia esta normativa contempla tres tipos:

3.7.1.2.1. Aliviaderos tradicionales

Estas estructuras sirven para reducir los picos de caudal en los sistemas unitarios. Se debe hacer un esfuerzo en situarlas dentro de los sistemas de saneamiento unitarios donde los reboses muestren la menor contaminación pues con estas instalaciones no se da a las aguas vertidas ningún tipo de tratamiento.

3.7.1.2.2. Depósitos-aliviadero

La selección del lugar donde situar un depósito-aliviadero debe hacerse teniendo en cuenta aspectos de gestión del agua y aspectos económicos. La gestión más efectiva se alcanza si el depósito se sitúa a continuación de una sección de alcantarillado con fuerte sedimentación.

Hay dos tipos de depósitos-aliviadero

Depósitos-aliviaderos de primer lavado

Se deben disponer si se espera que haya un pronunciado primer lavado. Como regla general se puede esperar que lo haya si la cuenca es pequeña y el tiempo de concentración corto. Toda el agua almacenada en estos depósitos se enviará a la EDAR y se colocara en secciones en las que no haya reboses aguas arriba.

Depósitos aliviaderos de sedimentación

En cuencas más grandes se deben colocar depósitos-aliviaderos de sedimentación con aliviadero para dar un tratamiento físico a las aguas antes de que sean vertidas.

También se puede utilizar un depósito-aliviadero mixto combinación de depósito-aliviadero de primer lavado y depósito-aliviadero de sedimentación en el que una parte realiza la función de retención y la otra la de tratamiento.

Los depósitos-aliviaderos se pueden situar en línea o fuera de línea. El que se coloque en línea o fuera de línea depende fundamentalmente en la diferencia de cota entre el tubo de entrada y el de salida. Si la diferencia de cota es suficiente el depósito-aliviadero se situará en línea el vaciado se producirá por gravedad y en caso contrario el depósito-aliviadero se situará fuera de línea y se vaciará utilizando un bombeo.

3.7.1.2.3. Almacenamiento en la propia red con aliviadero

Dentro del almacenamiento en la propia red con aliviadero se distinguen dos tipos en función de donde se sitúe el aliviadero. Así existen los que tienen el aliviadero aguas arriba y los que tienen el aliviadero aguas abajo. Los que tienen el aliviadero aguas arriba funcionan como los depósitos-aliviaderos de primer lavado y los que lo tienen aguas abajo funcionan como los depósitos-aliviadero de sedimentación.

3.7.1.3. Dimensionamiento de estructuras con aliviadero

El dimensionamiento de las estructuras con aliviadero consta de tres etapas:

- Determinación del volumen de almacenamiento total necesario.
- Determinación de los volúmenes de cada estructura con aliviadero utilizando el procedimiento de distribución simplificado o el procedimiento de verificación.
- Dimensionamiento de estructuras con aliviadero individuales.

3.7.1.3.1. Determinación del volumen de almacenamiento total necesario

Ya se ha comentado que esta norma impone que a la EDAR llegue un determinado caudal y que al medio receptor se vierta una contaminación igual o menor a la que se vertería si el sistema de saneamiento fuese separativo. Estas dos condiciones obligan a reducir los vertidos a través de aliviaderos y, por lo tanto, a que el sistema tenga una determinada capacidad de almacenamiento. A continuación se expone el método para determinar el volumen de almacenamiento total que debe tener una alcantarillado unitario que conduce el agua residual hacia la EDAR.

Para el cálculo del volumen total necesario se parte de los siguientes datos:

- Cuenca:
 - Precipitación anual: h_{Pr}
 - Área conectada a la red de saneamiento y el área impermeable: A_{CA} y A_i
 - Tiempo de concentración: t_f
 - Grupo de pendiente media: IG_m
 - Población: I
 - Consumo medio diario: w_s
- Caudales
 - Caudal de aguas residuales domésticas: Q_{d24}
 - Caudal de aguas residuales industriales: Q_{i24}
 - Caudal de aguas residuales comerciales: Q_{c24}
 - Caudal de infiltración: Q_{iw24}
- Contaminación:
 - Concentración de DQO de las aguas residuales domésticas: c_d
 - Concentración de DQO de las aguas residuales comerciales: c_c
 - Concentración de DQO de las aguas residuales industriales: c_i

La inclinación de un área drenada se subdivide en cuatro grupos:

Tabla 3-43. Grupos de inclinación en función de la pendiente del terreno.

| Grupo de inclinación IG | Pendiente media del terreno J_T |
|---------------------------|-----------------------------------|
| 1 | $J_T < 1\%$ |
| 2 | $1\% \leq J_T \leq 4\%$ |
| 3 | $4\% \leq J_T \leq 10\%$ |
| 4 | $J_T > 10\%$ |

Para el área total de una cuenca de una estructura de control y tratamiento de reboses con aliviadero el grupo de inclinación media se calcula como:

$$IG_m = \frac{\sum A_{CA,i} \cdot IG_i}{\sum A_{CA,i}}$$

siendo:

$A_{CA,i}$: área total de la cuenca de la sub-área i (ha)

IG_i : grupo de inclinación de la sub-área i

La determinación del volumen total de almacenamiento se realiza para el área completa de una EDAR por debajo de la última estructura con aliviadero. La superficie de las áreas, los caudales, los tiempos de concentración, las concentraciones de contaminantes y los valores característicos del área se refieren a este punto de la red para el dimensionamiento.

A partir de estos datos se calcula el valor del rebose permitido (e_o) en función de la concentración de contaminantes media en el rebose de alcantarillado unitario (c_{co}). La concentración de contaminantes media en el rebose de alcantarillado unitario, que depende de la relación de mezcla entre las aguas de escorrentía y el caudal residual doméstico, comercial e industrial, es decisivo. Cuanto más contaminado este el agua de rebose del sistema unitario menos puede ser vertido, lo que significa que el volumen de almacenamiento necesario debe ser mayor.

La concentración de DQO que tiene el agua residual unitaria de los reboses depende esencialmente de la concentración en el caudal de tiempo seco, la concentración de las aguas de escorrentía, el coeficiente de mezcla de las dos partes durante los reboses y los depósitos en el alcantarillado. Se calcula según la fórmula siguiente:

$$c_{co} = \frac{m \cdot c_r + c_d}{m + 1}$$

siendo:

m : la relación de mezcla media en el agua de rebose

c_r : la concentración media de DQO en el agua de escorrentía (mg/L)

c_d : la concentración teórica de dimensionamiento de DQO del agua residual de tiempo seco (mg/L)

La relación de mezcla media entre las aguas de escorrentía y el agua residual de tiempo seco durante todos los sucesos de reboses se obtiene como el cociente entre caudal de aguas de escorrentía durante los reboses a lo largo de un año, incluyendo las aguas de lluvia de las áreas con sistema separativo, y el caudal de tiempo seco medio a lo largo del mismo periodo, es decir:

$$m = \frac{Q_{ro} + Q_{rS24}}{Q_{dw24}}$$

siendo:

Q_{ro} : caudal de agua de escorrentía medio en la entrada de la estructura durante los reboses (L/s)

Q_{rS24} : caudal de agua de escorrentía de las áreas separativas (L/s)

Q_{dw24} : caudal de tiempo seco (L/s)

El caudal de tiempo seco se puede calcular aplicando la fórmula:

$$Q_{dw24} = (Q_{d24} + Q_{c24} + Q_{i24}) + Q_{iw24}$$

siendo:

Q_{d24} : caudal de aguas residuales domésticas (L/s)

Q_{c24} : caudal de aguas residuales comerciales (L/s)

Q_{i24} : caudal de aguas residuales industriales (L/s)

Q_{iw24} : caudal de infiltración (L/s)

A su vez el caudal de agua residuales domésticas se puede calcular:

$$Q_{d24} = \frac{I \cdot w_s}{86400}$$

siendo:

I : población

w_s : consumo medio diario (dotación diaria)

Y el caudal de agua de escorrentía medio en la entrada de la estructura durante los reboses se calcula:

$$Q_{ro} = \frac{VQ_o}{3.6 \cdot T_o} + Q_{r24}$$

siendo:

VQ_o : suma de los reboses de alcantarillado unitario en un año (m^3)

T_o : suma de las duraciones de los reboses de alcantarillado unitario en un año (h)

Q_{r24} : parte del caudal de escorrentía que se conduce a la EDAR durante los reboses

Para tanques de tormenta con rebose el caudal de agua de escorrentía medio en la entrada de la estructura durante los reboses se puede aproximar utilizando la siguiente expresión siempre que el caudal específico de agua de escorrentía (q_r) sea menor de 2 L/s.ha:

$$Q_{ro} = a_f \cdot (3.0 \cdot A_i + 3.2 \cdot Q_{r24})$$

siendo:

a_f : coeficiente que depende del tiempo de concentración

A_i : área impermeable (ha)

Q_{r24} : parte del caudal de escorrentía que se conduce a la EDAR durante los reboses (L/s)

El coeficiente a_f se determina como:

$$a_f = 0.5 + \frac{50}{t_f + 100} \text{ si } t_f \leq 30$$

$$a_f = 0.885 \text{ si } t_f > 30$$

siendo:

t_f : tiempo de concentración

El valor de la concentración media de DQO en las aguas de escorrentía, con las hipótesis de las que parte esta norma, es 107 mg/L. Si las áreas de superficie impermeable tienen una carga de contaminación anual de DQO superior a los 600 kg/ha de los que parte la norma o el valor de la precipitación anual es distinto a 800 mm el valor de c_r se puede recalcular.

La concentración teórica de dimensionamiento de DQO en el agua residual de tiempo seco tiene, con condiciones medias, un valor de 600 mg/L. Para tener en cuenta las condiciones locales, la concentración de dimensionamiento se determina teniendo en cuenta una mayor contaminación, la precipitación anual y los depósitos en el alcantarillado. La concentración teórica de dimensionamiento de DQO del agua residual de tiempo seco c_d se calcula como:

$$c_d = 600 \cdot (a_p + a_h + a_a)$$

Influencia de una mayor contaminación (a_p)

Si se supera el valor de concentración de DQO medio de 600 mg/L en el caudal de agua residual de tiempo seco sin tratar entonces es necesario aumentar el volumen de almacenamiento en la red. Esto se consigue aplicando el coeficiente de corrección a_p que refleja este aumento en la concentración de contaminación

$$a_p = 1 \quad \text{para } c_{dw} \leq 600 \text{ mg/L}$$

$$a_p = \frac{c_{dw}}{600} \quad \text{para } c_{dw} > 600 \text{ mg/L}$$

siendo:

c_{dw} : la concentración media de DQO en el caudal de tiempo seco (mg/L)

La concentración media de DQO en el caudal de tiempo seco se determina a partir de la fórmula:

$$c_{dw} = \frac{Q_d \cdot c_d + Q_c \cdot c_c + Q_i \cdot c_i}{Q_d + Q_c + Q_i + Q_{iw24}}$$

siendo:

Q_{d24} : caudal de aguas residuales domésticas (L/s)

Q_{c24} : caudal de aguas residuales comerciales (L/s)

Q_{i24} : caudal de aguas residuales industriales (L/s)

Q_{iw24} : caudal de infiltración (L/s)

c_d : concentración de DQO de las aguas residuales domésticas (mg/L)

c_c : concentración de DQO de las aguas residuales comerciales (mg/L)

c_i : concentración de DQO de las aguas residuales industriales (mg/L)

Influencia de la precipitación anual (a_h)

La duración de los reboses depende de la precipitación anual h_{Pr} . Al aumentar la precipitación la duración de los reboses de un sistema de alcantarillado unitario aumenta y, por lo tanto, aumenta la cantidad de agua residual que se vierte directamente al medio receptor. Para mantener la carga de contaminación anual emitida al medio receptor se aplica un factor de corrección que toma los siguientes valores:

$$a_h = \frac{h_{Pr}}{800} - 1 \quad \text{para } 600 \text{ mm} \leq h_{Pr} \leq 1000 \text{ mm}$$

$$a_h = -0.25 \quad \text{para } h_{Pr} < 600 \text{ mm}$$

$$a_h = +0.25 \quad \text{para } h_{Pr} > 1000 \text{ mm}$$

siendo:

h_{Pr} : precipitación anual local (mm)

Influencia de los depósitos de sedimento en la red (a_a)

El que se produzcan depósitos en una red de alcantarillado depende de la tensión de arrastre que hay durante el tiempo seco y durante el tiempo de lluvia. Cuanto menor sea el caudal y la pendiente del alcantarillado más probabilidades hay de que existan depósitos. El factor que representa la influencia de los depósitos en la red se calcula como:

$$a_a = \left(\frac{24}{x_a} \right)^2 \cdot \frac{(2 - \tau)}{10}$$

donde x_a y τ se calculan como:

$$x_a = \frac{24 \cdot Q_{dw24}}{Q_{dwx}}$$

$$\tau = 430 \cdot q_{dw24}^{0.45} \cdot 0.001 \cdot [1 + 2 \cdot (IG_m - 1)]$$

siendo:

Q_{dw24} : caudal medio en tiempo seco (L/s)

Q_{dwx} : caudal punta en tiempo seco (L/s)

q_{dw24} : caudal específico de tiempo seco (L/s.ha)

IG_m : grupo de pendiente media

El caudal específico de tiempo seco es igual al cociente:

$$q_{dw24} = \frac{Q_{dw24}}{A_i}$$

siendo:

Q_{dw24} : caudal medio en tiempo seco (L/s)

A_i : área impermeable (ha)

A su vez el caudal punta diario se calcula según la fórmula:

$$Q_{dwx} = \frac{24}{x} Q_{d24} + \frac{24}{a_c} \cdot \frac{365}{b_c} Q_{c24} + \frac{24}{a_i} \cdot \frac{365}{b_i} Q_{i24}$$

siendo:

Q_{d24} : caudal de aguas residuales domésticas medio diario (L/s)

Q_{c24} : caudal de aguas residuales comerciales medio diario (L/s)

Q_{i24} : caudal de aguas residuales industriales medio diario (L/s)

x : número de horas al día con consumo(h)

a_c, a_i : horas de trabajo al día (h)

b_c, b_i : días de trabajo al año (d)

El coeficiente a_a se puede determinar también a partir del gráfico que se presenta a continuación.

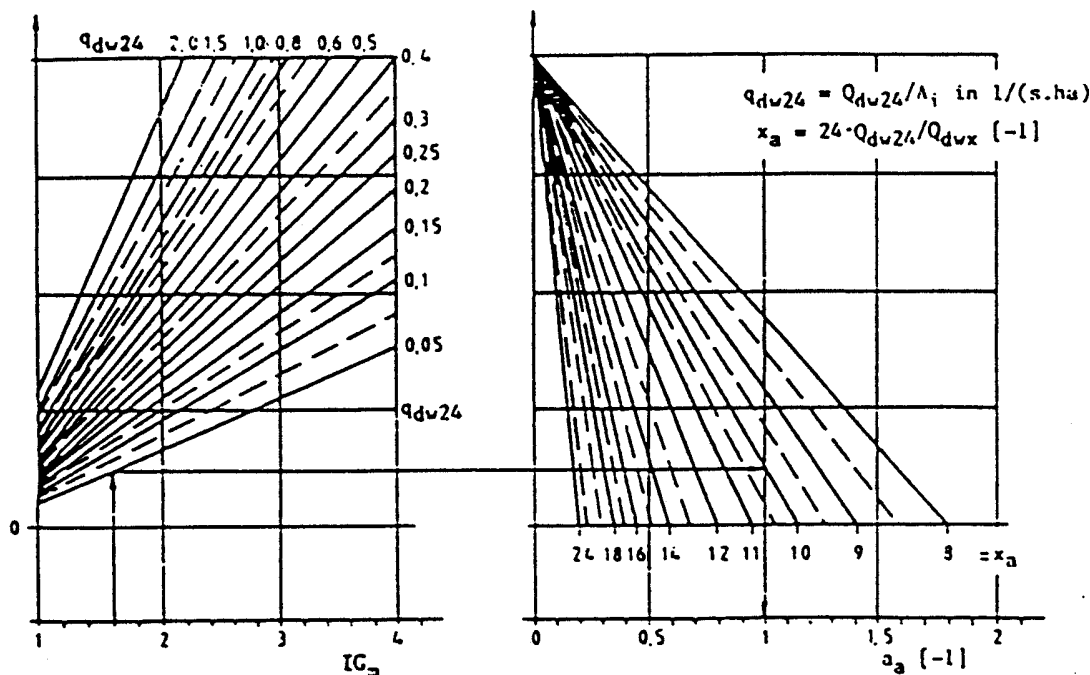


Figura 3-59. Gráfico para la determinación del coeficiente a_a .

Para calcular el valor del volumen de rebose anual permitido se impone que el valor de la contaminación vertida al medio receptor a través de los reboses y de la EDAR debe ser inferior al que se habría vertido al medio receptor si el sistema fuese separativo. A partir de este balance se puede despejar el valor de rebose anual permitido como sigue:

$$PL_o + PL_{tp} \leq PL_r$$

$$VQ_r \cdot e_o \cdot c_{co} + VQ_r \cdot (1 - e_o) \cdot c_{tp} \leq VQ_r \cdot c_r$$

siendo:

PL_o : carga de contaminación anual en las aguas de escorrentía vertidas por los reboses de alcantarillado unitario (kg)

PL_{tp} : carga de contaminación anual en las aguas de escorrentía vertidas por la EDAR (kg)

PL_r : carga de contaminación de la superficie lavada por el agua de lluvia (kg)

VQ_r : volumen medio anual de agua de lluvia (m^3)

e_o : porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida

c_{co} : la concentración media de DQO en los reboses de alcantarillado unitario (mg/L)

c_r : la concentración media de DQO en el agua de escorrentía (mg/L)

c_{tp} : la concentración media de DQO en el efluente de la EDAR (mg/L)

Despejando e_o de la ecuación anterior se obtiene y sustituyendo los valores de c_r y c_{tp} se obtiene:

$$e_o = \frac{3700}{(c_{co} - 70)} \text{ en } \%$$

Para ser capaces de mantener el valor de rebose permitido es necesario que la red de alcantarillado tenga una cierta capacidad de almacenamiento. El valor del volumen de almacenamiento específico es función del valor de rebose permitido y de la escorrentía media diaria.

Para obtener este volumen de almacenamiento específico se sigue el siguiente proceso:

- En primer lugar se comprueba que se cumplan las siguientes condiciones para que se pueda aplicar el método

$$25\% \leq e_o \leq 75\%$$

$$0.2 \leq q_r \leq 2.0$$

$$q_r \leq \frac{\left[\left(\frac{48}{x_a} - 1 \right) \cdot Q_{dw24} - Q_{rS24} \right]}{A_i}$$

siendo:

e_o : porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida (%)

A_i : área impermeable (ha)

q_r : caudal específico de agua de escorrentía (L/s.ha)

Q_{dw24} : caudal medio en tiempo seco (L/s)

Q_{rS24} : caudal de agua de escorrentías de las áreas separativas (L/s)

El caudal específico de agua de escorrentía es igual al cociente:

$$q_r = \frac{Q_r}{A_i}$$

siendo:

Q_r : caudal de agua de escorrentía (L/s)

A_i : área impermeable (ha)

- Una vez verificadas las condiciones anteriores se determinan H_1 y H_2 :

$$H_1 = \frac{4000 + 25 \cdot q_r}{0.551 + q_r}$$

$$H_2 = \frac{36.8 + 13.5 \cdot q_r}{0.5 + q_r}$$

siendo:

q_r : caudal específico de agua de escorrentía (L/s.ha)

Y se calcula el volumen de almacenamiento específico como:

$$V_s = \frac{H_1}{e_o + 6} - H_2$$

siendo:

e_o : porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida (%)

- Por último se comprueba que el resultado obtenido satisfaga la siguiente condición:

$$3.60 + 3.84 \cdot q_r \leq V_s \leq 40$$

siendo:

q_r : caudal específico de agua de escorrentía (L/s.ha)

Un volumen de almacenamiento específico de 40 m³/ha representa, en general por razones de gestión del agua y económicas, un límite superior. Por otro lado se exige un volumen de almacenamiento específico mínimo de 3.6 m³/ha para alcanzar un efecto de sedimentación suficiente en el depósito-aliviadero.

Todos estos cálculos se pueden evitar si se utiliza la gráfica siguiente, en la que se calcula el valor del volumen de almacenamiento específico (V_s) a partir del caudal específico de escorrentía (q_r) y el porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida (e_o).

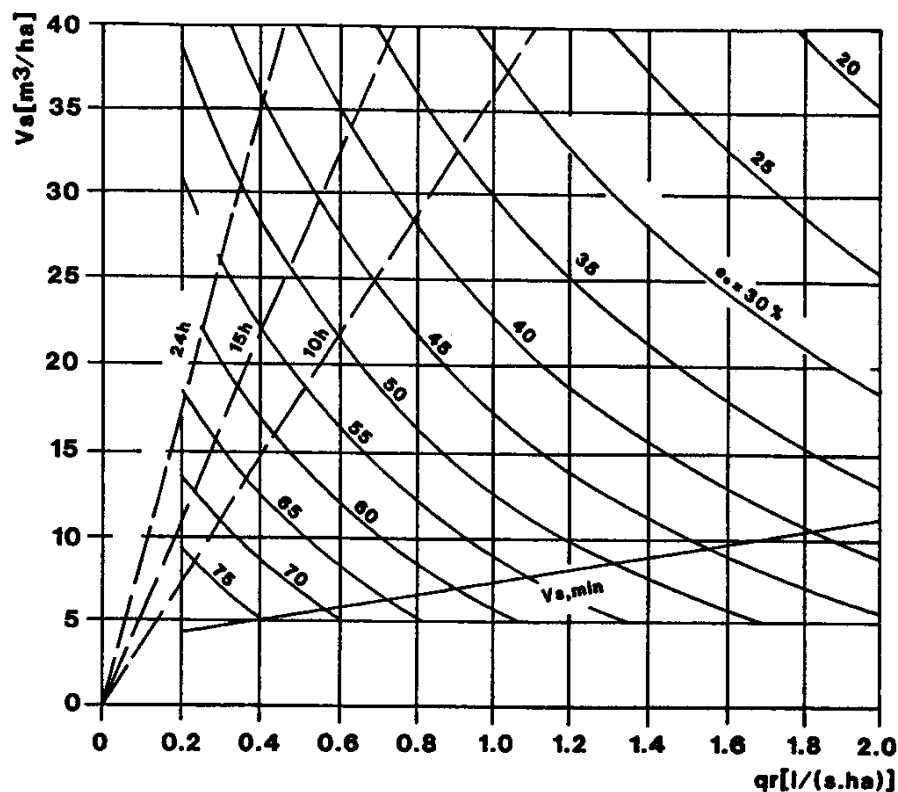


Figura 3-60. Gráfico para el cálculo del volumen de almacenamiento específico.

siendo:

e_o : porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida (%)

q_r : caudal específico de agua de escorrentía (L/s.ha)

V_s : volumen de almacenamiento específico (m^3/ha)

El volumen total de la infraestructura se calcula multiplicando el volumen de almacenamiento específico por el área impermeable de la cuenca.

$$V = V_s \cdot A_i$$

siendo:

V_s : volumen de almacenamiento específico (m^3/ha)

A_i : área impermeable (ha)

Estas instalaciones se diseñan con una vida útil equivalente a la EDAR, es decir, entre 15 y 25 años, ya que el caudal que esta instalación deje pasar hacia a la EDAR debe poder ser tratado por ella biológicamente. Sin embargo, se debe verificar que la instalación pueda satisfacer su función durante el periodo de planeamiento del sistema de alcantarillado.

En grandes cuencas en las que para no superar el caudal máximo permitido en la EDAR se sitúan varias estructuras en las distintas subcuencas, estas pueden situarse en serie o en paralelo.

Ya se ha visto como calcula esta normativa el volumen de almacenamiento total necesario para una cuenca de drenaje de una EDAR con sistema de alcantarillado unitario. Sin embargo, el rendimiento del tratamiento de las aguas residuales en tiempo de lluvia no depende sólo del volumen de almacenamiento disponible sino de la disposición, diseño y funcionamiento de las instalaciones. A continuación se exponen los métodos para el dimensionamiento individual de las estructuras con aliviadero.

3.7.1.3.2. Determinación de los volúmenes de cada estructura con aliviadero

Hay dos procedimientos para el dimensionamiento de estas estructuras con aliviadero:

- El método de diseño simplificado
- El método de evaluación detallada utilizando cálculos de cargas contaminantes en simulaciones de larga duración

Ambos métodos están basados en el volumen de almacenamiento total requerido por el sistema de saneamiento de la cuenca de una EDAR.

El **método de diseño simplificado** consiste en aplicar el método de determinación del volumen de almacenamiento total necesario para toda la cuenca de una EDAR (explicado en el apartado anterior) pero considerando sólo la zona que está aguas arriba de la estructura que se quiere dimensionar y por debajo de la última estructura con aliviadero.

El método de diseño simplificado sólo se utilizará si se cumplen los siguientes requisitos:

- El caudal específico de agua de escorrentía de la EDAR no debe exceder los 2 L/s.ha
- El caudal específico de agua de escorrentía de la cuenca aguas arriba de la estructura no debe ser mayor de 1.2 veces el caudal específico de la EDAR
- El caudal que sale de cada depósito-aliviadero no debe exceder su proporción del caudal de la EDAR.
- Están permitidos un máximo de 5 depósitos-aliviadero colocados en serie.
- El área de la cuenca aguas arriba de un depósito-aliviadero no debe incluir más de 5 estructuras con aliviadero
- Los depósitos de retención dentro de la cuenca aguas arriba deben tener un caudal específico de agua de escorrentía de al menos 5 L/s.ha

Si estos requisitos no se satisfacen se debe aplicar el método de evaluación detallada utilizando cálculos de cargas contaminantes en simulaciones de larga duración.

En el **método de evaluación detallada** la escorrentía y sus contaminantes en el sistema de alcantarillado unitario se calculan a partir de datos de lluvia históricos con una simulación de larga duración. Los resultados son establecidos estadísticamente sobre la cantidad, frecuencia y duración de las cargas de contaminantes descargados en los reboses de alcantarillado unitario. A partir de esto se establecen indicaciones concretas sobre el emplazamiento, diseño, construcción, funcionamiento y rendimiento de los depósitos-aliviadero y las estructuras con rebose. Después se puede evaluar el sistema de tratamiento de aguas residuales en tiempo de lluvia deseado.

El diseño de depósitos-aliviadero siguiendo el método de evaluación detallada se realiza siguiendo los siguientes pasos:

- Determinar el volumen de almacenamiento total requerido
- Determinar la contaminación específica de DQO tolerable
- Determinar las obras de rehabilitación necesarias en el sistema de alcantarillado
- Planear las medidas a adoptar: aliviaderos, depósitos-aliviaderos, etc...
- Sugerir las capacidades de cada depósito-aliviadero
- Comprobar que todos los aliviaderos y depósitos-aliviadero no exceden la carga de DQO tolerable que se había fijado previamente.

Este tipo de diseño es un proceso iterativo con el objetivo de desarrollar un concepto óptimo, técnica y económicamente, a la vez que se considera las restricciones existentes del sistema de alcantarillado. Los cálculos muestran cómo el emplazamiento, tipo y tamaño de la estructura de tratamiento de las aguas residuales en tiempo de lluvia y su funcionamiento afecta a las características de los reboses en cualquier punto del sistema. Estudiando varias posibilidades y estimando su coste de construcción y funcionamiento, se puede encontrar la mejor solución para el tratamiento de las aguas residuales en tiempo de lluvia en un sistema de alcantarillado unitario. En este sentido el método de diseño simplificado es más limitado (Pecher, R.; 1992).

3.7.1.3.3. Dimensionamiento individual de las estructuras con aliviadero

Se exponen a continuación los métodos de dimensionamiento de estructuras con aliviadero particularizados para las tres tipologías definidas anteriormente.

Aliviaderos tradicionales

Para evitar un excesivo vertido de contaminación en un determinado punto los aliviaderos de aguas residuales en tiempo de lluvia deben diseñarse con una intensidad de lluvia crítica mínima entre 7.5 y 15 L/s.ha. El valor de la

intensidad de lluvia crítica en una cuenca depende de su tiempo de concentración y se calcula a partir de las siguientes ecuaciones:

$$r_{crit} = 15 \frac{120}{t_f + 120} \text{ L/s}\cdot\text{ha} \quad \text{si } t_f \leq 120 \text{ min}$$

$$r_{crit} = 7,5 \text{ L/s}\cdot\text{ha} \quad \text{si } t_f > 120 \text{ min}$$

siendo:

t_f : tiempo de concentración (min)

El valor de la lluvia crítica también se puede obtener de la gráfica:

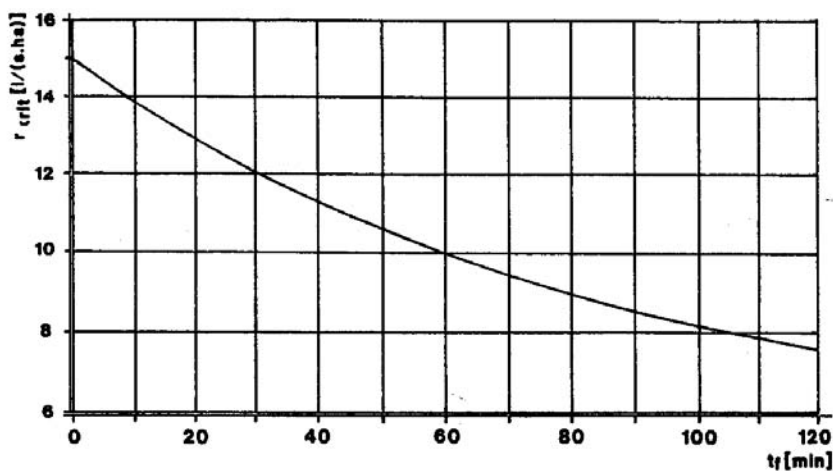


Figura 3-61. Gráfico para la determinación de la lluvia crítica.

A partir de esta lluvia crítica se determina el caudal a partir del cual se puede realizar el rebose:

$$Q_{crit} = Q_{dw24} + r_{crit} \cdot A_i + \sum Q_{t,i}$$

siendo:

A_i : área impermeable (ha)

Q_{dw24} : caudal medio en tiempo seco (L/s)

r_{crit} : lluvia crítica (L/s.ha)

Q_t : caudal máximo de salida de la instalación aguas arriba (L/s)

Se le exige además un valor de mezcla mínimo que debe superar en función del valor de la concentración media de DQO de tiempo seco los siguientes valores:

$$M_{SO} \geq 7 \quad \text{si } c_{dw} \leq 600 \text{ mg/L}$$

$$M_{SO} \geq \frac{c_{dw} - 180}{60} \quad \text{si } c_{dw} > 600 \text{ mg/L}$$

siendo:

c_{dw} : la concentración media de DQO en el caudal de tiempo seco (mg/L)

El valor de M_{SO} se calcula como:

$$M_{SO} = \frac{Q_t - Q_{dw24}}{Q_{dw24}}$$

siendo:

Q_{dw24} : caudal medio en tiempo seco (L/s)

Q_t : caudal máximo de salida de la instalación aguas arriba (L/s)

Por lo tanto se puede concluir que el valor de Q_t

$$Q_t = (M_{SO} + 1) \cdot Q_{dw24}$$

es decir

$$Q_t \geq 8 \cdot Q_{dw24}$$

Depósitos-aliviadero

A los depósitos-aliviadero se les exige un volumen específico mínimo que se calcula según la ecuación:

$$V_{s,min} = 3.6 + 3.84 \cdot q_r$$

siendo:

q_r : caudal específico de agua de escorrentía (L/s.ha)

Por razones de diseño se recomienda que los depósitos-aliviaderos de sedimentación tengan un volumen de al menos de 100 m³ y los depósitos-aliviaderos de primer lavado tengan un volumen de al menos de 50 m³. Además el tiempo de vaciado del depósito no debe exceder las 10 ó 15 horas.

Se les exige también a estas estructuras un valor de mezcla mínimo que debe superar en función del valor de la concentración media de DQO de tiempo seco los siguientes valores:

$$M_{\text{STO}} \geq 7 \quad \text{si } c_{\text{dw}} \leq 600 \text{ mg/L}$$

$$M_{\text{STO}} \geq \frac{c_{\text{dw}} - 180}{60} \quad \text{si } c_{\text{dw}} > 600 \text{ mg/L}$$

A los depósitos-aliviadero se les exigen unas determinadas condiciones para que el tratamiento sea efectivo.

En un depósito-aliviadero rectangular de sedimentación la velocidad ascensional con una lluvia crítica de 15 L/s.ha debe ser inferior a 10 m/h.

Con los depósitos-aliviadero de sedimentación se puede suponer, sin otra verificación, que se proporciona una seguridad suficiente frente a la formación de flujos de resuspensión de lodo si la sección transversal del depósito se determina de forma que, con una lluvia crítica de 15 L/s.ha, la velocidad horizontal del flujo hacia la salida en los depósitos rectangulares sea menor que 0.05 m/s.

La longitud de un depósito rectangular debe, en la dirección del flujo, ser al menos dos veces la anchura. Si el depósito aliviadero está dividido en cámaras individuales esto aplica a cada una de las cámaras.

Almacenamiento en la propia red con aliviadero

El dimensionamiento de los depósitos-aliviadero y del almacenamiento en la propia red con aliviadero es equivalente según esta normativa.

Resumiendo, la normativa alemana se basa en que sólo se transporta a la EDAR el caudal que es capaz de tratar en el biológico, es decir 2-3 veces el caudal medio. Esto da lugar a interceptores generales con poca capacidad de transporte y depósitos de almacenamiento localizados en la red de dimensiones relativamente grandes (ya que a los reboses se les exige un coeficiente de mezcla de al menos 7) que se dimensionan en función de la superficie de la cuenca tributaria.

3.7.2. Normativa británica: BS 8005-British Standards Sewerage (1987)

La misión de los aliviaderos es limitar la cantidad de agua que se conduce a la EDAR y permitir la emisión de agua residual diluida al medio receptor sin causar una contaminación excesiva a los cursos acuáticos. Deben utilizarse sólo en los sistemas unitarios o en los parcialmente separativos donde el caudal en tiempo de lluvia puede ser muy superior al caudal máximo de tiempo seco.

Un aliviadero debe situarse cerca de un curso de agua adecuado al que emitir el exceso de caudal. El nivel máximo anual del curso de agua debe estar por debajo de la cota del vertedero del aliviadero para permitir que el este funcione y evitar el riesgo de que el agua del medio receptor penetre en el sistema de alcantarillado.

El medio receptor debe proveer una dilución suficiente al exceso de caudal residual en tiempo de lluvia para satisfacer los requisitos que impongan la autoridad de control de contaminación.

Los aliviaderos de sistemas unitarios sólo deben considerarse donde exista una justificación económica y las consecuencias de las emisiones no sean perjudiciales para alcanzar y mantener una determinada calidad en el medio receptor, teniendo en cuenta las necesidades y los usos potenciales del agua.

El comportamiento hidráulico de los aliviaderos puede ser mejorado dotándolos de una cierta capacidad de almacenamiento. Así se puede hablar de los depósitos-aliviaderos.

3.7.2.1. Tipos de depósitos-aliviaderos

Los depósitos-aliviaderos según la normativa británica se dividen en:

3.7.2.1.1. Depósito-aliviadero de primer lavado

Los depósitos-aliviadero de primer lavado se construyen con el aliviadero aguas arriba del depósito de forma que durante los periodos de lluvia las aguas más fuertemente contaminadas se almacenan en el depósito y cualquier exceso se emitirá al medio receptor a través del aliviadero.

3.7.2.1.2. Depósito-aliviadero de sedimentación

Los depósitos-aliviaderos de sedimentación tienen una función de almacenamiento que desarrollan reteniendo las aguas residuales en tiempo de lluvia que luego devuelven al alcantarillado cuando el caudal disminuye. Bajo estas circunstancias, el agua es devuelta al sistema de alcantarillado y no hay rebose al medio receptor. Para caudales superiores el depósito se llegará a llenar y se producirá un rebose al medio receptor pero después de haber recibido un cierto tratamiento por sedimentación.

3.7.2.2. Criterios de diseño

El número de reboses en un sistema de alcantarillado debe mantenerse en un mínimo pero son también necesarios para limitar el tamaño de las conducciones aguas abajo. Los aliviaderos no deben instalarse en tubos de diámetro inferior a 500 mm.

La normativa británica establece que el caudal que debe ser retenido en el sistema de alcantarillado durante los sucesos de lluvia (y, por lo tanto, enviado hacia la EDAR) debe ser igual a:

$$Q = DWF + 1360 \cdot P + 2 \cdot E$$

siendo:

DWF: caudal de tiempo seco (L/día)

P: población abastecida por el alcantarillado aguas arriba (hab)

E: caudal medio industrial (L/día)

Esta fórmula conocida como fórmula A o de Liverpool conduce a la EDAR un valor de unos 20 L/s por cada 1000 habitantes lo que supone una dilución en los reboses del orden de 6 a 7 veces.

Si en una primera aproximación se prescinde del caudal industrial y se expresa el caudal de tiempo seco en función de la dotación, se obtiene la siguiente relación de dilución:

$$\frac{Q}{DWF} = \frac{DWF + 1360 \cdot P}{DWF} = \frac{Dot \cdot P + 1360 \cdot P}{Dot \cdot P} = \frac{Dot + 1360}{Dot}$$

siendo:

DWF: caudal de tiempo seco (L/día)

P: población abastecida por el alcantarillado aguas arriba (hab)

Dot: dotación (L/hab.día)

A su vez la dotación es función de la población, a mayor población mayor dotación. En la siguiente tabla se muestran diferentes relaciones de dilución correspondientes a varias poblaciones de varias ciudades alemanas (Schoklitsch, A.; 1968) tras aplicarles la formula A:

Tabla 3-44. Coeficientes de dilución en varias ciudades alemanas.

| Ciudad | Dilución |
|---------------|----------|
| Aquisgrán | 2.3 |
| Augsburgo | 5 |
| Bonn | 3 |
| Darmstadt | 16 |
| Bad Godesberg | 20 |
| Tréveris | 8 |
| Wiesbaden | 5 |
| Münster | 10 |
| Hamburgo | 4.5-10 |
| Stuttgart | 5 |

Se observa que la fórmula A no es más que una expresión que da una relación de dilución diferente en función de la población a la que sirve la red de alcantarillado. La fórmula exige mayor dilución a las poblaciones pequeñas, para poblaciones elevadas la relación de dilución disminuye al suponer que sus aguas residuales están mas diluidas por la diversidad de usos de agua (Temprano et al., 1997).

El criterio británico lleva a sobredimensionar los interceptores y el tratamiento primario de la EDAR, tras el cual, en tiempo de lluvia, se producirá un vertido al medio receptor. Sin embargo, los depósitos-aliviaderos que se diseñen serán, comparando con la normativa alemana, más pequeños y su dimensionamiento depende fundamentalmente de la población aguas arriba.

Se debe de considerarse la capacidad del medio receptor teniendo en cuenta el impacto medioambiental del rebose. Para pequeños cursos de agua puede ser necesario incrementar significativamente el coeficiente 1630. Esto mismo puede pasar con el coeficiente 2 si hay un caudal de agua residual industrial anormal. La autoridad que controle la contaminación del medio receptor puede tener sus normas y advertencias en relación con la dilución mínima que debe ser contemplada siempre que los reboses supongan más del 20% del caudal de las aguas receptoras.

En el diseño de los aliviaderos, se debe tomar alguna medida para reducir hasta el mínimo la emisión de sólidos flotantes al medio receptor. Las pantallas antiflotantes son sólo una solución parcial y cuando se requiera habrá que colocar también una reja o un tamiz.

3.7.3. Normativa española: Especificaciones técnicas básicas para el proyecto de conducciones generales de saneamiento (Confederación Hidrográfica del Norte, 1995)

Las especificaciones que se detallan en esta normativa son de aplicación en los proyectos de conducciones generales del sistema colector del saneamiento, redactados por la Confederación Hidrográfica del Norte.

3.7.3.1. Tipologías de estructuras con aliviadero

En esta normativa se contemplan las siguientes tipologías de estructuras con aliviadero:

3.7.3.1.1. Aliviadero de tormentas sin cámara de regulación

Se denomina aliviaderos a aquellas estructuras hidráulicas que derivan a los cauces las aguas en exceso sobre las que deben ser conducidas a la EDAR. Los aliviaderos de tormenta sin cámara de regulación únicamente se utilizan en casos de incorporaciones de muy pequeña entidad.

3.7.3.1.2. Estanques de tormenta

Los estanques de tormenta son los aliviaderos que están provistos de un volumen de regulación y se proyectan en las incorporaciones de redes unitarias. Hay de dos tipos:

Estanques de tormenta de primer lavado

Los estanques de tormenta de primer lavado se adoptan en las cuencas en las que se espera un choque de contaminación importante como consecuencia de las aguas de primer lavado. Es decir, en cuencas con tiempos de concentración pequeños (inferiores a 30 minutos); en las que las redes tengan pendientes escasas; no exista limpieza de las calles, conducciones y sumideros; con intervalos de tiempo grandes entre episodios lluviosos; etc.

En estos estanques las cámaras de regulación deben disponerse en derivación, de modo que almacenen las primeras aguas más contaminadas y alivien posteriormente las menos contaminadas

Tanques de tormenta decantadores

Los tanques de tormenta decantadores se adoptan en las redes en las que no se produzcan los efectos contaminadores de choque de las aguas de primer lavado.

En estos estanques las cámaras de regulación están en línea con respecto a la descarga al medio receptor de modo que se alivien las aguas después de pasar por el tanque decantador.

3.7.3.2. Criterios de diseño

El caudal de entrada a la estructura con aliviadero es:

$$QAE = QD_p^h + QI_p^h + QP + QF$$

siendo:

QAE: caudal de entrada a la estructura con aliviadero (L/s)

QD_p^h : caudal punta de aguas residuales domésticas para el año horizonte (L/s)

QI_p^h : caudal punta de aguas residuales industriales para el año horizonte (L/s)

QP: caudal de aguas pluviales (L/s)

QF: caudal de infiltración (L/s)

El año horizonte se establece en 25 años.

El caudal de salida de la estructura con aliviadero hacia el interceptor debe ser:

$$QAS = QD_m^h + 16 \frac{Ph}{1.000} + 3 \cdot QI_m^h$$

siendo:

QAS: caudal de salida de la estructura con aliviadero hacia el interceptor (L/s)

QD_m^h : caudal medio de aguas residuales domésticas para el año horizonte (L/s)

Ph: población en el año horizonte (hab)

QI_m^h : caudal medio de aguas residuales industriales para el año horizonte (L/s)

Esta formulación está basada en la fórmula de Liverpool (fórmula A) empleada en la BS 8005 haciendo el cambio de unidades de L/día a L/s.

Esta normativa contempla como dispositivos reguladores de incorporación al interceptor las válvulas de compuerta, las válvulas vórtice y los bombeos. Generalmente se utilizará la válvula de compuerta que permitirá el paso del caudal QAS hacia el interceptor con una apertura determinada (siempre superior a 10 cm) y con la lámina de agua a la cota del labio del vertedero. En las mismas condiciones de apertura debe ser capaz de desaguar el caudal QAE-QP sin provocar remansos aguas arriba, en el canal de aproximación. Además con la compuerta completamente abierta y con la lámina de agua a cota del labio de vertido debe ser capaz de permitir la evacuación del caudal:

$$QAM = 12 \cdot [QD_m^h + QI_m^h]$$

El volumen útil de la cámara de regulación debe ser suficiente para que garantice que el aliviadero no vierte para una lluvia de 10 L/s.ha y 20 minutos de duración. El volumen de agua aportado en estas condiciones de lluvia menos el volumen descargado por el elemento de regulación durante 20 minutos debe ser menor que el volumen de retenida del aliviadero. El volumen que se obtiene a partir de estos criterios es coherente con el valor de QAS que debe transportar el interceptor hacia la EDAR

La Confederación Hidrográfica del Norte ha establecido un sistema mixto de características intermedias entre los esquemas clásicos inglés y alemán.

Como orden de magnitud se pueden utilizar volúmenes de la cámara de retención de 4 m³/ha neta en zonas de población densa y 9 m³/ha neta en zonas de población dispersa.

Las dimensiones mínimas del paso de la compuerta con apertura máxima será de 30x30 cm. En los casos en que se considere conveniente podrán disponerse compuertas de apertura variable reguladas por microprocesadores en función de los datos proporcionados por medidores de caudal o de nivel. Cuando el caudal de salida del aliviadero al interceptor sea relativamente pequeño, no permitiendo aperturas mínimas de compuerta convenientes, se utilizarán válvulas vórtice. Sólo se utilizarán bombas como elementos reguladores de caudal en los casos en que se considere imprescindible.

La distancia libre entre el techo de la cámara y el máximo nivel de agua en la misma será con carácter general de unos 50 cm. Los depósitos de retención dispondrán de un sistema de limpieza capaz de arrastrar los sólidos decantados durante la tormenta e incorporarlos al medio receptor. Este dispositivo de limpieza se activará automáticamente al producirse el vaciado del depósito de retención.

Esta normativa sí contempla la admisión en el interceptor de caudales superiores a los admisibles en el tratamiento biológico de la EDAR lo que obliga a dotar a la misma de capacidad de regular y/o tratar caudales de lluvia.

En España las distintas autonomías exigen a este tipo de instalaciones en sus Pliegos de Prescripciones Técnicas Particulares determinadas características. Se

presenta a continuación las características que se le exigen en la Empresa Publica de Obras y Servicios Hidráulicos de la Xunta de Galicia:

- El volumen de retención será capaz de retener una lluvia de 20 minutos de duración con una intensidad de $15 \cdot 120 / (T_f + 120)$ L/s ha, siendo T_f el tiempo de concentración incrementado en 5 minutos. Como orden de magnitud, el volumen de la cámara de retención puede estimarse en 4 m³/ha neta en zonas de población densa y en 7 m³/ha neta en zonas de población menos densa.
- La cámara de retención estará provista de un aliviadero para verter los caudales excedentes con el labio situado 0.2 m por encima de la clave del conducto de entrada a la cámara. El aliviadero será lateral y se situará lo más alejado posible de la salida del tanque de retención, colocando una pantalla deflectora de flotantes.
- La distancia desde el nivel máximo de agua hasta el techo será de 50 cm.
- La longitud mínima de la cámara será $L = 4.7 \cdot D_{\min}$ y la anchura mínima de la cámara será $A = 2.5 \cdot D_{\min} \geq 2.25$ m, siendo $D_{\min} = 0.165 \cdot (Q_{\max})^{0.4}$ y Q_{\max} el caudal máximo de entrada en m³/min. En general la longitud del tanque será del orden de 2 veces la anchura.
- La dilución mínima en el medio receptor será de 20:1.
- La velocidad ascensional será inferior a 10 m/h para una caudal similar al correspondiente a la lluvia crítica, y la velocidad de aproximación al aliviadero será inferior a 0.5 m/s.
- La pendiente longitudinal oscilará entre el 1% y el 2% y la pendiente lateral entre el 3% y el 5%.
- Existirá un canal central capaz de transportar sin desbordar un caudal de 1.5 veces el caudal máximo de tiempo seco.
- El tiempo de vaciado del tanque será inferior a 10 h.
- La regulación del caudal de salida se realizará con una válvula vórtice para caudales entre 25 y 100 L/s y con una compuerta mural para caudales superiores.

3.7.4. Normativa suiza: “Recommandation fédérale de juillet 1977”

Esta normativa se basa, al igual que la alemana, en el cálculo de un volumen de almacenamiento de la estructura.

3.7.4.1. Tipologías de estructuras con aliviaderos

Esta normativa considera cuatro tipos diferentes de estructuras con aliviadero:

3.7.4.1.1. Depósitos-aliviaderos de primer lavado

Estos depósitos se utilizarán cuando existe un fenómeno de pico de contaminación en el primer lavado. Esto se producirá si el tiempo de concentración es menor de 15 minutos.

3.7.4.1.2. Depósitos-aliviaderos de sedimentación

Estos depósitos aseguran al mismo tiempo una función de almacenamiento y de decantación. Se recomienda su utilización si el tiempo de concentración es mayor de 15 minutos.

En caso de sensibilidad elevada del medio receptor sería ventajoso escoger un depósito-aliviadero mixto.

3.7.4.1.3. Depósitos-aliviaderos mixto

Estos depósitos combinan las dos funciones precedentes: la captura del primer lavado y una cierta decantación antes del vertido. La aplicación de este tipo de depósitos no depende del tiempo de concentración.

3.7.4.1.4. Almacenamiento en la propia red con aliviadero

El almacenamiento en la propia red funciona como un depósito-aliviadero de primer lavado implantado en serie sobre la red de saneamiento. El aliviadero de estas estructuras se sitúa aguas arriba. Se dimensionan igual que los depósitos-aliviadero de primer lavado.

El volumen de almacenamiento se considera igual al volumen total del tubo a la cota del aliviadero restándole el volumen ocupado por el caudal permanente.

Un depósito-aliviadero nunca debe implantarse inmediatamente aguas arriba de un depósito de almacenamiento. La cuenca tributaria de un depósito-aliviadero debe tener un mínimo de 5 ha netas.

3.7.4.2. Cálculo del volumen de almacenamiento

Para dimensionar un depósito sea del tipo que sea (de primer lavado, de sedimentación, combinado, etc.) se calcula un volumen total de depósito a partir de la siguiente expresión:

$$I_{TOT} = i_{TOT} \cdot F_{red}$$

siendo:

i_{TOT} : volumen específico total (m³/ha)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

El volumen específico total se calcula como:

$$i_{TOT} = \frac{U}{5} + \frac{20}{1+m}$$

siendo:

U: índice de sensibilidad

m: coeficiente de mezcla

El índice de sensibilidad U adopta los siguientes valores en función de la sensibilidad (caudal, calidad y condicionantes estéticos) del medio receptor natural:

Tabla 3-45. Índice de sensibilidad.

| Sensibilidad | Índice de sensibilidad (U) |
|--------------|----------------------------|
| Reducida | 20 |
| Media | 30 |
| Elevada | ≥ 40 |

El coeficiente de mezcla m se calcula a partir de la siguiente expresión:

$$m = \frac{Q_{an} - Q_{tw} - Q_f - Q_{ts}}{Q_{tw}}$$

siendo:

Q_{an} : caudal efectivo de salida hacia la EDAR cuando empieza a funcionar el aliviadero (L/s)

Q_{tw} : caudal de tiempo seco (L/s)

Q_f : caudal de infiltración (L/s)

A su vez el caudal efectivo de salida hacia la EDAR cuando empieza a funcionar el aliviadero se calcula como:

$$Q_{an} = r_{an} \cdot F_{red}$$

siendo:

r_{an} : lluvia efectiva (L/s.ha)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

En esta normativa se define también un caudal crítico como:

$$Q_{crit} = r_{crit} \cdot F_{red}$$

siendo:

r_{crit} : lluvia crítica (L/s.ha)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

La lluvia crítica se calcula a partir de la expresión:

$$r_{crit} = r_{15} \cdot \frac{45}{t_{FK} + 30}$$

siendo:

t_{FK} : tiempo de concentración (min)

El valor de r_{15} se calcula mediante la expresión:

$$r_{15} = U - i_{ZU} \geq \frac{U}{2}$$

siendo:

U: índice de sensibilidad

i_{ZU} : volumen específico de almacenamiento en la propia red (m³/ha)

El caudal efectivo de salida hacia la EDAR cuando empieza a funcionar el aliviadero debe satisfacer las dos condiciones siguientes:

- La regla de dilución tradicional

$$Q_{an} \geq 5 \cdot Q_{tw}$$

siendo:

Q_{tw} : caudal de tiempo seco (L/s)

- La condición de caudal crítico

$$Q_{an} \geq Q_{crit}$$

siendo:

Q_{crit} : caudal crítico (L/s)

El volumen de almacenamiento se puede repartir entre un volumen de sedimentación, un volumen de primer lavado y un volumen de almacenamiento en la propia red de forma que se satisfaga la siguiente condición:

$$I_F + I_K + I_{ZU} \geq I_{TOT}$$

siendo:

I_F : volumen del depósito de primer lavado (m^3)

I_K : volumen del depósito de sedimentación (m^3)

I_{ZU} : volumen de almacenamiento en la propia red (m^3)

o lo que es lo mismo:

$$i_F + i_K + i_{ZU} \geq i_{TOT}$$

siendo:

i_F : volumen específico del depósito de primer lavado (m^3/ha)

i_K : volumen específico del depósito de sedimentación (m^3/ha)

i_{ZU} : volumen específico de almacenamiento en la propia red (m^3/ha)

definiendo

$$i = \frac{I}{F_{red}}$$

En una determinada estructura con aliviadero habrá que calcular el volumen del depósito de primer lavado si se trata de un depósito-aliviadero de primer lavado, el volumen del depósito de sedimentación si se trata de un depósito-aliviadero de sedimentación o ambos si se trata de un depósito-aliviadero mixto.

En la siguiente tabla se presentan los valores de los factores de decantación y de primer lavado que se utilizarán para determinar los volúmenes de los correspondientes depósitos.

Tabla 3-46. Valores de los factores de decantación y de primer lavado.

| Tipo de depósito | Condiciones para la captura del primer lavado | Factor de decantación X | Factor de primer lavado Y |
|--------------------------------------|---|-------------------------|---------------------------|
| Depósito-aliviadero de primer lavado | Buenas o medias | - | 3/2 |
| Depósito-aliviadero mixto | Buenas | 1/2 | 1 |
| | Medias | 2/3 | 2/3 |
| | Malas | 1 | 1/2 |
| Depósito-aliviadero de sedimentación | Medias o malas | 2 | - |

A continuación se exponen los métodos para determinar el volumen del depósito de sedimentación y el volumen del depósito de primer lavado.

3.7.4.2.1. Cálculo del volumen de sedimentación

Las condiciones apropiadas para asegurar una decantación eficaz son las siguientes:

- Velocidad de decantación $OB \leq 70 - U$ m/h para una intensidad de lluvia de diseño $r_o = 30$ L/s.ha. Este criterio tiene en cuenta la sensibilidad del medio.
- Velocidad horizontal del flujo hacia la salida $v_g \leq 0.1$ m/s para una intensidad de lluvia de diseño $r_g = 60$ L/s.ha.
- Dimensiones del depósito:
 - Longitud/anchura ≥ 3 (si es posible, como mínimo 2.5) m
 - Profundidad mínima ≥ 1.5 m

El volumen total de un depósito de sedimentación se calcula como:

$$I_K = n \cdot B \cdot L \cdot H_g$$

siendo:

n: número de depósitos

B: anchura de los depósitos (m)

L: longitud de los depósitos (m)

H_g : profundidad de los depósitos (m)

La anchura de los depósitos se calcula a partir de la siguiente formula:

$$B = \left[\frac{3,6 \cdot X \cdot Q_o^*}{OB \cdot n \cdot \left(\beta - \frac{1}{2} \right)} \right]^{1/2}$$

siendo:

X: coeficiente de decantación (ver tabla 3-46)

Q_o^* : caudal (L/s) que atraviesa el depósito para una intensidad de lluvia $r_o = 30$ L/s.ha

OB: velocidad de decantación (m/h)

n: número de depósitos

β : relación longitud/anchura

La longitud total del depósito se calcula como:

$$L = \beta \cdot B$$

siendo:

β : relación longitud/anchura

B: anchura de los depósitos (m)

La profundidad del depósito se calcula como:

$$H_g = \frac{Q_g}{1000 \cdot v_g \cdot n \cdot B}$$

siendo:

Q_g : caudal (L/s) que atraviesa el depósito para una intensidad de lluvia $r_g=60$ L/s.ha

v_g : velocidad horizontal del flujo hacia la salida (m/s)

n: número de depósitos

B: anchura de los depósitos (m)

Además la superficie del depósito debe satisfacerse siguiente condición:

$$OK \geq n \cdot B \cdot L_k = \frac{3,6 \cdot X \cdot Q_o^*}{OB}$$

siendo:

n: número de depósitos

B: anchura de los depósitos (m)

L_k : longitud útil del depósito (m)

X: factor de decantación (ver tabla 3-46)

Q_o^* : caudal (L/s) que atraviesa el depósito para una intensidad de lluvia $r_o=30$ L/s.ha

OB: velocidad de decantación (m/h)

La longitud útil del depósito se calcula como:

$$L_k = L - \frac{B}{2}$$

3.7.4.2.2. Cálculo del volumen de primer lavado

El volumen total de un depósito de primer lavado se calcula como:

$$I_F = (t_{FK} + 5) \cdot \frac{1 + q_{tw}}{200} \cdot U \cdot Y \cdot F_{red}$$

siendo:

t_{FK} : tiempo de concentración (min)

q_{tw} : caudal específico de tiempo seco (L/s.ha)

U: índice de sensibilidad

Y: factor de primer lavado (ver tabla 3-46)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

El tiempo de concentración debe ser calculado para la zona de la cuenca aguas arriba más próxima y si es mayor que 15 se tomará $t_{FK}=15$ y si es menor que 5 se considerará $t_{FK}=5$.

El caudal específico de tiempo seco se define como el cociente:

$$q_{tw} = \frac{Q_{tw}}{F_{red}}$$

siendo:

Q_{tw} : caudal de tiempo seco (L/s)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

Además estos depósitos aliviaderos se deben dimensionar para un valor de Q_{an} igual o superior a:

$$Q_{an} \geq 11 \cdot \frac{1 + q_{tw}}{t_{FK} + 30} \cdot U \cdot Y \cdot F_{red}$$

siendo:

t_{FK} : tiempo de concentración (min)

q_{tw} : caudal específico de tiempo seco (L/s.ha)

U: índice de sensibilidad

Y: factor de primer lavado (ver tabla 3-46)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

3.7.5. Normativa francesa: “Documentation technique f.n.d.a.e. nº6: Les bassins d’orage sur les réseaux d’assainissement (1988)”

Las redes unitarias están provistas de aliviaderos que permiten un rebose directo de una fracción de las aguas al medio natural en caso de lluvia. Este reparto de caudales se efectúa según dos objetivos:

- Asegurar un buen funcionamiento de la EDAR teniendo en cuenta el incremento simultáneo de la carga hidráulica y de la carga contaminante de la red unitaria en periodo de lluvia
- Asegurar la protección tan satisfactoria como sea posible del medio natural que recibe las aguas que no se conducen a la EDAR

El antagonismo de estos dos objetivos obliga a buscar un compromiso entre:

- La sobrecarga de caudal y contaminación admisible en la EDAR
- El flujo contaminante, en frecuencia e importancia, que el medio receptor puede aceptar sin que se produzca una degradación.

Los depósitos de tormenta tienen una doble función: regular caudales que circulan por la red de alcantarillado en tiempo de lluvia y retener las materias contaminantes. Según el caso del caudal a controlar pueden ser de distinta naturaleza:

- En un medio muy urbanizado la función de un depósito de tormentas puede ser interceptar grandes volúmenes de agua para reducir el riesgo de inundación.
- En un medioambiente frágil, la función preponderante debe ser la protección del medio natural y los depósitos de tormenta se conciben para retener las fracciones más contaminadas del agua en tiempo de lluvia que después serán enviadas a la EDAR

3.7.5.1. Clasificación de los depósitos de tormenta

La clasificación de los depósitos de tormenta se puede hacer según numerosos criterios: materiales, forma, coste, modo de conservación, modo de mantenimiento, capacidad de retención de contaminantes, forma de alimentación del depósito, forma de restitución del agua en tiempo de lluvia, etc.

En la práctica, es la combinación de dos de los criterios anteriores la que determina la clasificación más comúnmente admitida. Con este método se especifica el trayecto que siguen las aguas residuales en tiempo seco y el trayecto que siguen las aguas de rebose en tiempo de lluvia.

En respuesta al **criterio de forma de alimentación** del depósito se distingue entre:

Depósitos en línea

Los depósitos en línea son atravesados permanentemente por el flujo de agua residual.

La conexión en línea es ventajosa dentro de las redes poco ramificadas aguas abajo del depósito con lo que se consigue enviar a la EDAR toda la carga contaminante almacenada. Además son aconsejable por su simplicidad cuando se alimentan y se vacían por gravedad.

Depósito fuera de línea

Los depósitos fuera de línea se alimentan a través de un aliviadero que funciona cuando por el colector del sistema unitario circula un caudal determinado.

La conexión fuera de línea debe considerarse cuando la entrada de agua al depósito se realiza aguas abajo del mismo o cuando se quiere evitar que el caudal de tiempo seco atraviese el depósito.

En respuesta al **criterio de forma de restitución** de las aguas en tiempo de lluvia se distingue entre:

Depósito sin aliviadero (primer lavado)

En el caso de un depósito sin aliviadero, cuando el depósito está lleno, las aguas son vertidas aguas arriba del depósito por un aliviadero situado en el colector.

Los depósitos sin aliviadero son convenientes, particularmente, cuando las pendientes de los colectores permiten una resuspensión rápida de los sedimentos que se depositaron en tiempo seco y el tiempo de lavado es corto (del orden de 20-30 minutos). En tal caso las primeras aguas fuertemente contaminadas llegan al depósito rápidamente y se almacenan, mientras que las aguas que tienen una dilución suficiente son vertidas al medio receptor.

Depósito con aliviadero (de sedimentación)

En el caso del depósito con aliviadero hay, además del aliviadero situado aguas arriba del depósito en el colector que lo alimenta, otro aliviadero en el propio depósito que funciona antes que el aliviadero del colector, este último juega entonces un papel de aliviadero excepcional.

Los depósitos con aliviadero son aconsejables cuando la pendiente de la red es muy fuerte y con tal motivo no se produce la decantación de sedimentos en tiempo seco o muy débil de forma que se produce muchos sedimentos y la resuspensión es lenta y el tiempo de lavado es largo (más de 30 minutos). En este caso es difícil dimensionar un depósito que recoja todas las aguas del primer lavado y la contaminación de las aguas cuando se comienza a rebosar

es relativamente alta. Sin embargo en este caso el tránsito de las aguas por el depósito hace que reciban un cierto tratamiento de decantación.

Según la normativa francesa habrá, por lo tanto, cuatro tipos de depósitos de tormenta:

- Depósito sin aliviadero en línea
- Depósito sin aliviadero fuera de línea
- Depósito con aliviadero en línea
- Depósito con aliviadero fuera de línea

En la siguiente tabla se pueden observar las ventajas e inconvenientes de los cuatro tipos:

Tabla 3-47. Ventajas e inconvenientes en función del tipo de depósito.

| Tipo de depósito | Ventajas | Inconvenientes |
|-------------------------------|---|--|
| Sin aliviadero en línea | <ul style="list-style-type: none"> • Un solo aliviadero • No son necesarias canalizaciones accesorias • Vaciado por gravedad posible • Gran libertad en la configuración en planta | <ul style="list-style-type: none"> • Caudal de salida hacia la EDAR es muy variable si no se utiliza un equipo de regulación • La alimentación del depósito es más frecuente que en el caso de conexión fuera de línea • Pérdida de nivel eventual • Limitación eventual de la altura de agua dentro del depósito |
| Sin aliviadero fuera de línea | <ul style="list-style-type: none"> • Pérdida de la pendiente del colector • En tiempo seco y con lluvias débiles el depósito no es atravesado • El caudal de salida hacia la EDAR varía menos que en el caso de conexión en línea • Gran libertad en la configuración en planta | <ul style="list-style-type: none"> • Son necesarias más canalizaciones accesorias • La bomba de vaciado comandada automáticamente es necesaria la mayor parte del tiempo |
| Con aliviadero en línea | <ul style="list-style-type: none"> • Pocas canalizaciones accesorias • Retención de las materias en suspensión • Vaciado por gravedad posible | <ul style="list-style-type: none"> • Son necesarias instalaciones para disminuir la turbulencia y las corrientes preferenciales • Son necesarios dos aliviaderos • Caudal de salida hacia la EDAR fuertemente variable si no se utilizan equipos de regulación • Alimentación del depósito más frecuente que en la conexión fuera de línea |
| Con aliviadero fuera de línea | <ul style="list-style-type: none"> • Pérdida de la pendiente del colector • Caudal de salida hacia la EDAR más constante que en la conexión en línea • Retención de las materias en suspensión • En tiempo seco y con lluvias débiles el depósito no es atravesado | <ul style="list-style-type: none"> • Son necesarias más canalizaciones accesorias • La bomba de vaciado comandada automáticamente es necesaria la mayor parte del tiempo • Concepción hidráulica más compleja |

Los depósitos de tormenta son, sobretodo, utilizados para mejorar las redes de saneamiento existente aunque también pueden proyectarse como elemento de una red nueva.

En Francia, la administración sanitaria de un cierto departamento se preocupa mucho de la protección del medio ambiente y se ha instituido como regla la situación de un depósito de tormenta a la entrada de todas las EDAR dentro del perímetro de una cierta zona sensible. Los depósitos de tormenta aparecen entonces como un medio de absorber las sobrecargas hidráulicas protegiendo a la EDAR y al medio ambiente que la rodea.

Desde el punto de vista práctico se puede decir que los depósitos que se implantan a la cabeza de la EDAR tienen mejores condiciones de explotación mientras que los depósitos que están en la red permiten un mejor control hidráulico y aseguran una lucha eficaz contra la contaminación cuando se colocan en puntos clave de la misma.

3.7.5.2. Métodos de cálculo

Se encuentran esencialmente dos métodos de cálculo, ligados a los dos tipos esenciales de implantación de depósitos de tormenta:

- El método de la lluvia crítica, asociado a los depósitos de tormenta que se implantan sobre la red
- El método de los caudales, utilizado en los depósitos que se implantan a la cabeza de la EDAR

3.7.5.2.1. Método de la lluvia crítica

El **método de la lluvia crítica** fue desarrollado a partir de los trabajos del Dr Krauth en la Universidad de Stuttgart. Éste estudió durante dos años (1967 y 1968) el funcionamiento de la red unitaria de Busnau (localidad residencial de 4000 habitantes de unas 32 hectáreas de superficie y con pendientes de la red que varían entre el 5 y el 6 %).

Las principales conclusiones a las que se llegó tras este estudio son las siguientes:

Sobre la red de alcantarillado

En tiempo seco, las partículas decantables que arrastra el caudal nocturno quedan dentro de la red y no son puestas en suspensión por el caudal punta diurno.

Las lluvias de intensidad superior a 10 L/s.ha producen el lavado total de la red de alcantarillado.

Sobre la lluvia

La duración media anual de lluvia en 1967 y 1968 fue de 596 horas.

Las lluvias de intensidad

<1.7 L/s.ha corresponden al 49.4% de la duración

<7.5 L/s.ha corresponden al 89.9% de la duración

<15 L/s.ha corresponden al 98.32% de la duración

<35 L/s.ha corresponden al 99.35% de la duración

además las lluvias de intensidad

<7 L/s.ha corresponden al 45% de la precipitación total anual

<15 L/s.ha corresponden al 70% de la precipitación total anual

<35 L/s.ha corresponden al 83% de la precipitación total anual

Se debe apuntar que en el caso de Stuttgart-Busnau una lluvia de 1.7 L/s.ha de 30 minutos de duración produce un caudal inferior a 20 L/s en el extremo aguas abajo de la red.

Sobre los sedimentos dentro de la red de alcantarillado

Las medidas efectuadas permiten establecer que la media de sedimentos dentro de la red de alcantarillado es de 14.4 gramos de materia sólida por metro lineal y por día.

Sobre las materias contaminantes

Se realizaron también medidas de la carga contaminante en DBO₅ y sólidos en suspensión en tiempo seco y en tiempo de lluvia. Con la intención de analizar la variación de la carga durante el transcurso de la lluvia se fraccionó su duración en intervalos de tiempo referidos al inicio de la lluvia. Los resultados que se obtuvieron se pueden observar en la siguiente tabla:

Tabla 3-48. Resultados de los análisis de contaminación del estudio de la red unitaria de Busnau.

| Tiempo | Carga de tiempo seco (kg) | | Carga de tiempo de lluvia (kg) | | Tiempo de lluvia/tiempo seco % | |
|-----------|------------------------------|------|-----------------------------------|-------|-----------------------------------|------|
| | DBO ₅ | SST | DBO ₅ | SST | DBO ₅ | SST |
| 0-6 min | 1.15 | 0.65 | 10.78 | 18.18 | 939 | 2800 |
| 6-12 min | 1.15 | 0.65 | 6.02 | 14.22 | 523 | 2190 |
| 12-18 min | 1.15 | 0.65 | 4.64 | 7.43 | 404 | 1140 |
| 18-33 min | 2.88 | 1.63 | 5.56 | 11.57 | 193 | 710 |
| 33-48 min | 2.88 | 1.65 | 2.87 | 2.50 | 100 | 153 |

Un análisis posterior de las materias en suspensión permitió pensar que en lo concerniente a la materia orgánica el 78% proviene de los depósitos en la red y el 22% de la cuenca de aporte.

Este estudio permitió cuantificar el efecto de lavado dentro de una red unitaria y evidenciar el interés de instalar depósitos de tormenta.

Se define la lluvia crítica como la lluvia máxima con la que ningún aliviadero de la red de alcantarillo debe producir rebose al medio receptor. Este es un concepto fundamental de partida para el dimensionamiento de las redes y de los depósitos.

El caudal crítico en las redes unitarias es la suma del caudal de tiempo seco, del caudal de la lluvia crítica y, eventualmente, del caudal proveniente de la estructura de control situadas aguas arriba.

$$Q_{cr} = Q_{ts} + Q_{pc} + Q_{cr}^*$$

siendo:

Q_{ts} : caudal de tiempo seco (L/s)

Q_{pc} : caudal de lluvia crítica (L/s)

Q_{cr}^* : caudal proveniente de la estructura de control situada aguas arriba (L/s)

El caudal de tiempo seco está compuesto por las aguas domésticas, las aguas industriales, así como las aguas del origen que sea que lleguen a la red en tiempo seco.

El caudal de la lluvia crítica correspondiente a una determinada zona se puede calcular simplificado como:

$$Q_{pc} = I_c \cdot C \cdot S$$

siendo:

I_c : intensidad de la lluvia crítica (L/s.ha)

C: coeficiente de impermeabilización

S: superficie de la zona de influencia de un aliviadero o depósito de tormenta (ha)

La definición de la intensidad de la lluvia crítica tiene una importancia primordial. Este valor puede ser fijado dentro de una región mediante acuerdo entre los distintos organismos implicados.

Esta medida debe estar fundamentada sobre un análisis muy detallado de los siguientes parámetros: frecuencia, intensidad, duración de las lluvias, objetivos de calidad en los cursos de agua, caudal de estiaje de los cursos de agua, poder de autodepuración, contaminación del efluente, capacidad de las redes.

Una medida tal no tiene sentido si no se acompaña de una coherencia entre la red (funcionamiento de los aliviaderos de tormenta solamente a partir del caudal crítico) y de la EDAR (almacenamiento del flujo de primer lavado para que sea luego tratado en la EDAR). Esto implicará probablemente ciertas modificaciones en las redes de alcantarillado existentes.

Así, después de 1973, en el estado federal de Bade-Wurtemberg, la intensidad crítica I_c se fijó en 15 L/s.ha con independencia de la calidad y el caudal de las aguas receptoras.

Del mismo modo a partir de los estudios de la pluviometría dentro del Bajo Rin se recomienda un valor de entre 10 y 15 L/s.ha para la intensidad de lluvia crítica.

A continuación se expone el método de cálculo del depósito de tormentas, en función de la intensidad de la lluvia crítica y del caudal de lluvia crítica.

La fórmula de cálculo del volumen total del depósito de tormentas es la siguiente:

$$V = V_r \cdot C \cdot S \cdot aT$$

siendo:

V_r : volumen específico del depósito (m^3/ha neta)

C : coeficiente de impermeabilización

S : superficie de la zona de influencia de un aliviadero o depósito de tormenta (ha)

aT : factor adimensional ligado a tiempo de concentración

El volumen específico del depósito de tormentas se puede obtener de dos formas:

- A partir del ábaco que se presenta a continuación y en función del caudal disponible hacia la EDAR para distintas intensidades de lluvia crítica. Este ábaco se determinó a partir de las observaciones llevadas a cabo en varias redes de alcantarillado, la mayoría en Alemania.

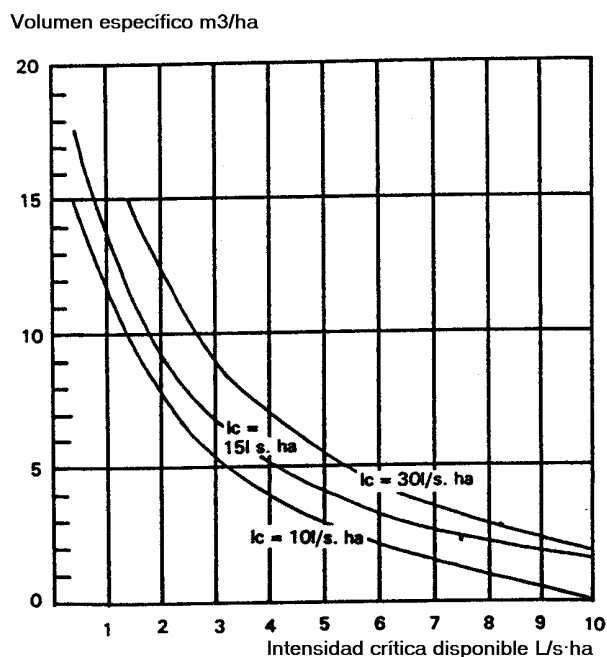


Figura 3-62. Ábaco para el cálculo del volumen específico en función de la intensidad crítica.

En este ábaco se entra con el valor de la intensidad crítica disponible, que es la parte de la intensidad crítica dentro del caudal que se dirige hacia la EDAR, y se calcula como:

$$I_{cav} = \frac{Q_{ad} - Q_{ts} - Q_{cr}^*}{C \cdot S}$$

siendo:

Q_{ad} : caudal admisible aguas abajo (L/s)

Q_{ts} : caudal de tiempo seco (L/s)

Q_{cr}^* : caudal proveniente de la estructura de control situada aguas arriba (L/s)

C: coeficiente de impermeabilización

S: superficie de la zona de influencia de un aliviadero o depósito de tormenta (ha)

- A partir de un ábaco, obtenido a partir del anterior, en función de la tasa de DBO_5 que se conduce a la EDAR.

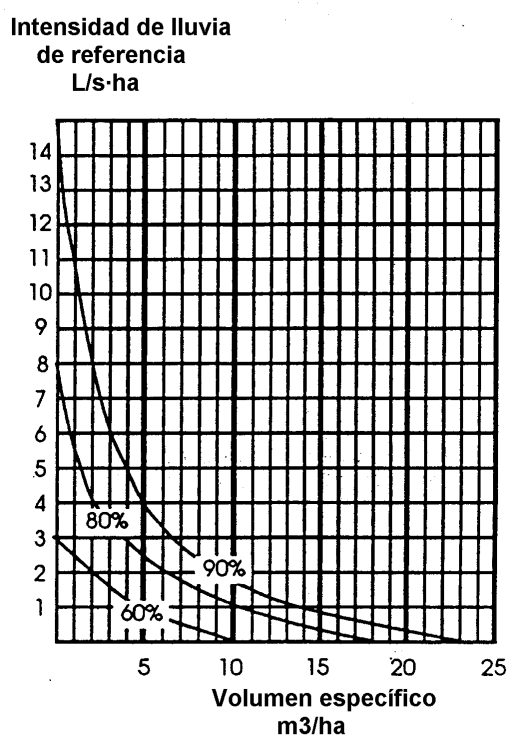


Figura 3-63. Ábaco de cálculo del volumen específico en función de la tasa de DBO_5 .

El valor del factor adimensional aT se obtiene a partir del tiempo de concentración en la siguiente tabla:

Tabla 3-49. Factor adimensional aT.

| Tiempo de concentración (min) | Factor adimensional aT |
|-------------------------------|------------------------|
| 10 | 1.25 |
| 15 | 1.48 |
| 20 | 1.63 |
| 25 | 1.74 |
| 30 | 1.82 |
| 35 | 1.88 |
| 40 | 1.93 |
| 50 | 2.02 |
| 60 | 2.06 |
| 80 | 2.12 |
| 100 | 2.17 |
| 120 | 2.20 |
| 180 | 2.25 |

Para los depósitos con aliviadero, para que se produzca cierta decantación, se deben respetar además las siguientes condiciones hidráulicas:

- La carga hidráulica superficial del depósito debe ser inferior a 10 m/h
- El tiempo de retención mínimo, en función de la intensidad de la lluvia crítica retenida, viene dado por la siguiente tabla:

Tabla 3-50. Tiempo de retención mínimo.

| Intensidad crítica (L/s.ha) | Tiempo de retención mínimo (min) |
|-----------------------------|----------------------------------|
| 30 | 10 |
| 15 | 15 |
| 10 | 20 |

- Un tiempo de retención mayor de 20 minutos no aporta mejoras apreciables
- La velocidad horizontal de vertido no debe sobrepasar los 0.05 m/s

El método descrito anteriormente fue desarrollado en Alemania, a partir de extensos estudios en el terreno y de poner en práctica una reglamentación. La extensión de este método y de sus ábacos a regiones alejadas de Bade-Wurtemberg requiere por lo menos ciertas indagaciones complementarias.

La región que dio origen a estas ideas está próxima a la frontera francesa lo que favorece que el contexto climático sea semejante. Además un cierto número de relaciones hidrológicas pueden ser asimiladas sin grandes riesgos en las regiones alsacianas.

Sin embargo, del mismo modo que en Alemania, la extensión del método a otras regiones francesas debe hacerse con precaución y en particular es necesario verificar antes que nada ciertas hipótesis. La idea principal es capturar a mayores el 90% del flujo contaminante anual contenido en las aguas que no llegan directamente a la EDAR.

La primera hipótesis reside en el hecho de pensar que se retiene el 90% cuando se dimensiona un depósito para que retenga el 98% de las lluvias. La aplicación de este

principio a las lluvias registradas en el aeropuerto de Estrasburgo dio una lluvia crítica de 15 L/s.ha neta.

La segunda hipótesis es la interpretación del tiempo de concentración como el tiempo de lavado de la red. Ciertas medidas sobre el terreno mostraron que la relación entre los tiempos de lavado y los tiempos de concentración pueden variar de unas redes a otras y sobrepasar el valor de la unidad.

La tercera hipótesis se refiere a la extensión de la cifra de 15 L/s.ha neta fuera de zonas de donde se realizó la validación.

Por lo tanto, todos los ábacos de cálculo obtenidos en Alemania tienen que ser verificados y en algunos casos ajustados para su utilización en Francia.

3.7.5.2.2.Método de los caudales

El método descrito anteriormente supone la existencia de series pluviométricas relativamente largas para su análisis de algún lugar relativamente próximo al depósito de tormenta que se quiere proyectar. En pequeñas poblaciones no siempre se dispone de series históricas de datos pluviométricos.

Por otra parte, el método de la lluvia crítica aplicado a un depósito de tormentas situado antes de la EDAR conduce siempre volúmenes muy grandes, sobretudo a causa de que los tiempos de lavado pueden ser importantes.

Por estos dos motivos se desarrolló un método de dimensionamiento simplificado que se conoce como **método de los caudales**.

El principio básico de este método, llamado de los caudales, consiste en la retención de un múltiplo del caudal de tiempo seco (frecuentemente tomado igual a 6) durante un tiempo bastante corto considerado como el tiempo de lavado (frecuentemente tomado igual a 20 minutos). De esta forma el dimensionamiento particular responde a 6 veces el caudal de tiempo seco durante 20 minutos.

Si se admite que un habitante produce una media de 40 g de DBO₅ en 150 litros por día, la dilución para un caudal de 6 veces el caudal de tiempo seco arrojaría valores de la concentración de DBO₅ del orden de 40 mg/L, que es un valor comparable con la concentración del efluente de una EDAR clásica bien explotada.

En tal razonamiento se ignora el efecto de lavado de la red por las primeras aguas de lluvia. En efecto, este lavado puede multiplicar por diez la carga contaminante conducida por esta agua de primer lavado y, por lo tanto, las vertidas al medio receptor.

Para limitar el tiempo que debe permanecer el exceso de caudal en el depósito, el razonamiento se apoya en las observaciones según las cuales la carga de materia contaminante en las aguas residuales en tiempo de lluvia no es constante y es superior en las aguas del primer lavado.

Ciertas publicaciones hablan de valores entre 20 y 30 minutos para el lavado de las redes de alcantarillado unitarias, y este es el valor que se repite de forma sistemática

en Francia. Esta práctica se defiende a través de argumentos más financieros que técnicos, y lleva a la construcción de depósitos de volúmenes no muy grandes.

Este método tiene el mérito de la simplicidad.

A pesar del interés financiero innegable, uno se puede cuestionar la eficacia de tales obras por apoyarse en razonamientos poco fiables. Existe en efecto una cierta contradicción entre:

- La elección del caudal a retener, que no tiene en cuenta el efecto de lavado de las primeras aguas de lluvia, es decir su importante concentración de materias contaminantes
- La elección del tiempo de retención, que se estima como el tiempo de lavado y que es además subestimado

Algún estudio riguroso no sostiene estas prácticas de dimensionamiento a posteriori (ni a priori). A pesar de ser muy habitual, su validez es puesta en duda, hasta por aquellos que la utilizan.

3.7.6. Normativa holandesa

Hasta ahora, en Holanda se exigía una cierta frecuencia máxima de reboses al año para evitar que se vertiera a los medios receptores demasiada contaminación. El ábaco de Kuiper, que se presenta a continuación, permite calcular la capacidad de almacenamiento que debe tener la red de alcantarillado en función del valor del caudal de vaciado para no sobrepasar el número máximo de reboses al año que se permiten.

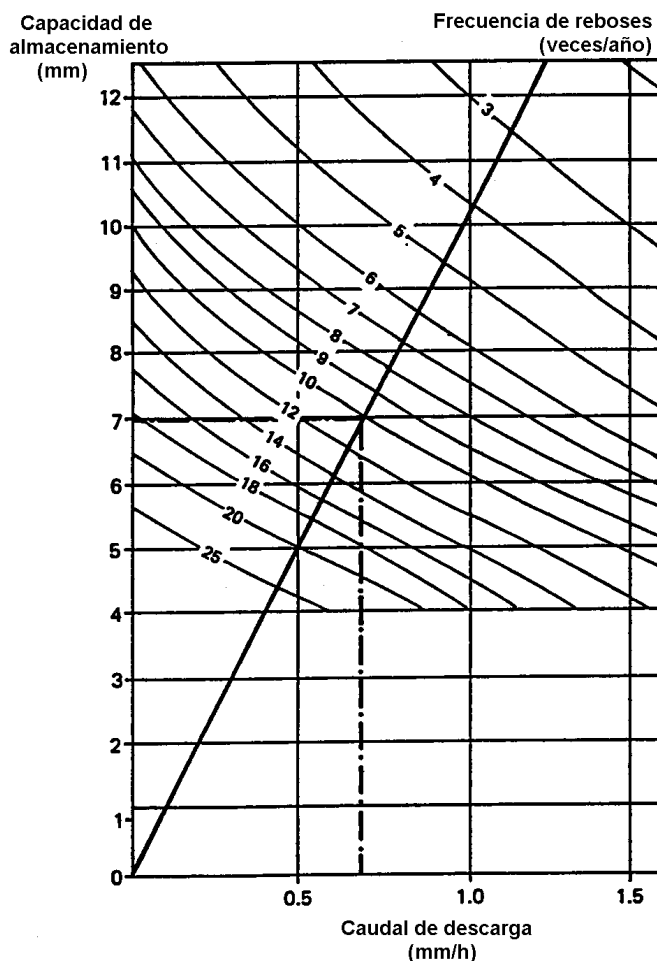


Figura 3-64. Ábaco de Kuiper.

La línea recta representa un tiempo de vaciado de 10 horas en ausencia de nuevas lluvias. Los milímetros son relativos a la superficie impermeable, es decir, una capacidad de almacenamiento de 1 mm es equivalente a $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ neta.

Para alcanzar una frecuencia de reboses aceptable (de 7 a 10 veces al año, algunas veces también dependiente de la naturaleza del medio receptor) como regla se exigen requisitos en cuanto a:

- El tamaño del área de drenaje
- El umbral inferior de almacenamiento
- La capacidad de bombeo

Normalmente se adopta un valor de 7 mm como umbral inferior de almacenamiento, una capacidad de bombeo de 0.7 mm/h y requisitos variables para el área de drenaje.

Los estudios llevados a cabo en Holanda por el "National Research Committee on Sewerage and Waterquality" (NWRW) han demostrado que la frecuencia de reboses es un mal parámetro para determinar las emisiones permisibles. A las emisiones se les debe exigir cierta calidad por lo que se impone que exista un volumen de

depósitos de sedimentación de al menos 2 mm, es decir de 20 m³/ha neta. Además se tiene en cuenta el impacto que estas emisiones tienen sobre el medio receptor dando libertad para escoger las medidas a adoptar para paliarlos.

El método de diseño tradicional para los depósitos de detención se basa en las siguientes hipótesis:

- El área de la cuenca por aliviaderos de un sistema de alcantarillado es constante durante una lluvia
- Los cálculos estáticos de caudales con una intensidad de lluvia constante (60 L/s.ha) predicen la división del área de la cuenca por aliviadero
- El caudal de diseño de un depósito de detención es igual a la multiplicación de la división del área de la cuenca por una intensidad de escorrentía constante (20 L/s.ha)

La hipótesis de que el área de cuenca por aliviadero es constante sólo se cumple en los sistemas de alcantarillado con un solo aliviadero. En el caso de los sistemas de alcantarillado con varios aliviaderos la división en áreas de cuenca constantes por aliviadero se hace con un cálculo estático de caudal. Se utiliza sólo una intensidad de lluvia de 60 L/s.ha. En la realidad el área de cuenca por aliviadero puede variar considerablemente durante una lluvia. Este fenómeno es especialmente notorio en sistemas en los que se optimiza la capacidad de almacenamiento embalsando el caudal de aguas de escorrentía o en los que se pueden ajustar los niveles de los aliviaderos.

Se asume que el caudal de diseño de un depósito de detención puede calcularse multiplicando el área constante de la cuenca por aliviadero por una intensidad de escorrentía constante. Esta aproximación ignora los caudales y volúmenes aliviados reales.

3.7.7. Normativa japonesa

En Japón, para calcular el tamaño de los depósitos de tormenta se exige que la DBO vertida anualmente tanto por los reboses como por la EDAR en redes unitarias sea análoga a la que se vertería si la zona estuviese equipada con red separativa. Esto da como resultado volúmenes de depósitos de entre 50 y 100 m³ por hectárea impermeable.

3.7.8. Comparación de métodos

En Alemania, el caudal que se conducen a la EDAR se limita a dos veces el caudal diurno de tiempo seco. Puede ser superior si el decantador secundario se dimensiona en consecuencia.

En Gran Bretaña, se admite un caudal igual a seis veces el caudal de tiempo seco para el decantador primario y tres veces el caudal de tiempo seco para el tratamiento biológico. Este reparto de caudales puede efectuarse con dos aliviaderos, el primero aguas arriba de la EDAR y el segundo después del decantador primario.

Si se comparan el método inglés y el alemán se observa que mientras el criterio inglés depende de la población el alemán depende de la superficie. Además en general el método alemán proporciona volúmenes de almacenamiento mayores que el método inglés.

En España, la Confederación Hidrográfica del Norte sigue un criterio mezcla del inglés y el alemán, la EDAR admite un caudal igual a seis veces el caudal de tiempo seco y están permitidos los reboses tras el decantador primario.

En Suiza, la dilución de las aguas que se conducen a la EDAR también se fija en dos veces el caudal de tiempo seco.

En Francia, las EDAR se conciben para aceptar un caudal igual a tres o cuatro veces el caudal medio de tiempo seco.

Tabla 3-51. Clasificación de las estructuras según las distintas legislaciones.

| | Clasificación de las estructuras |
|--------------|--|
| Alemania | Aliviaderos tradicionales Depósitos-aliviadero De primer lavado De sedimentación Almacenamiento en la propia red |
| Gran Bretaña | Aliviaderos Depósitos-aliviadero De primer lavado De sedimentación |
| España | Aliviaderos de tormenta sin cámara de regulación Estanques de tormenta De primer lavado Decantadores |
| Suiza | Depósitos-aliviadero de primer lavado Depósitos-aliviadero de sedimentación Depósitos-aliviadero mixto Almacenamiento en la propia red |
| Francia | Depósitos sin aliviadero en línea Depósitos sin aliviadero fuera de línea Depósitos con aliviadero en línea Depósitos con aliviadero fuera de línea |

Tabla 3-52. Criterios de diseño según las distintas legislaciones.

| | Criterios de diseño | | | | |
|--------------|--|---|---|------------------------------------|----------------------|
| | Descripción | Caudal a EDAR | Volumen de almacenamiento | Dilución de los vertidos | Vertidos en EDAR |
| Alemania | Se exige que la DQO vertida por los aliviaderos más la vertida por la EDAR no supere la que se vertería si el sistema fuese separativo. | 2-3 veces el caudal de tiempo seco. Hay una caudal crítico por debajo del cual no se pueden realizar vertidos. | Es función del valor de rebose permitido que depende a su vez de la concentración en el rebose y de la relación de mezcla. 3.6-40 m³/ha neta. | Coefficiente de mezcla=7. | No están permitidos. |
| Gran Bretaña | | Es función de la población y de los caudales medios de tiempo seco. | | 6-7 veces el caudal de tiempo seco | Si están permitidos. |
| España | Se basa en calcular el caudal que ha de dirigirse a la EDAR y el volumen de almacenamiento de la red para que con unas determinadas condiciones no se produzca vertido | Es función de la población y de los caudales medios de tiempo seco. | Suficiente para retener una lluvia de 10 L/s.ha durante 20 minutos sin que se produzca vertido. 4-9 m³/ha neta | 6-7 veces el caudal de tiempo seco | Si están permitidos. |
| Suiza | Se calcula un volumen de almacenamiento total en función de la sensibilidad del medio y el coeficiente de mezcla | 2 veces el caudal de tiempo seco. En el momento del vertido debe ser superior a 5 veces el caudal de tiempo seco y superior a un caudal crítico definido para una lluvia crítica. | Se reparte el volumen de almacenamiento total entre un volumen de sedimentación, un volumen de primer lavado y un volumen de almacenamiento en la propia red. | Dilución mínima=5 | |
| Francia | Hay dos métodos de calculo: el método de la lluvia crítica para los depósitos situados en la red y el de los caudales para los situados antes de la EDAR | 3-4 veces el caudal de tiempo seco MLLC: El caudal hacia la EDAR es el de tiempo seco más el correspondiente a la lluvia crítica. | MLLC: se calcula un volumen específico en función de la intensidad crítica. MC: Capaz de retener 6 veces el caudal de tiempo seco. | | |
| Holanda | Se limita el número de reboses y el caudal a la EDAR y a partir de estas dos limitaciones se calcula un volumen de almacenamiento necesario | | Es función del valor de caudal que se conduce a la EDAR y del número de reboses permitidos (ábaco de Kuiper) | | |
| Japón | Se exige que la DBO vertida por los aliviaderos mas la vertida por la EDAR no supere la que se vertería si el sistema fuese separativo | | 50-100 m³/ha neta | | |



CAPÍTULO 4: METODOLOGÍA

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA

ÍNDICE CAPÍTULO 4

| | | |
|------------|---|------|
| 4.1. | INTRODUCCIÓN..... | 4-3 |
| 4.2. | INFRAESTRUCTURA DE SANEAMIENTO A ESTUDIAR..... | 4-3 |
| 4.2.1. | Sistema de saneamiento de Santiago de Compostela..... | 4-3 |
| 4.2.2. | Subcuenca de Cancelón..... | 4-5 |
| 4.2.3. | Depósito de detención-aliviadero de Cancelón en Santiago de Compostela... | 4-12 |
| 4.3. | CARACTERIZACIÓN Y MEDIDAS EN CUENCA PILOTO..... | 4-16 |
| 4.3.1. | Definición de parámetros a medir..... | 4-16 |
| 4.3.2. | Definición de las secciones de control..... | 4-17 |
| 4.3.2.1. | Sección de entrada al depósito..... | 4-17 |
| 4.3.2.2. | Sección de salida a la depuradora..... | 4-18 |
| 4.3.2.3. | Sección de salida hacia el medio receptor..... | 4-18 |
| 4.3.3. | Instrumentación del depósito-aliviadero de Cancelón..... | 4-18 |
| 4.3.3.1. | Medidores de hidráulica..... | 4-19 |
| 4.3.3.1.1. | Medición de la lluvia..... | 4-19 |
| 4.3.3.1.2. | Medición de caudales..... | 4-20 |
| 4.3.3.1.3. | Medición de niveles..... | 4-23 |
| 4.3.3.2. | Medidores de contaminación..... | 4-25 |
| 4.3.3.2.1. | Medición en continuo..... | 4-25 |
| 4.3.3.2.2. | Medición en tiempo de lluvia..... | 4-26 |
| 4.3.4. | Metodología de tiempo seco..... | 4-29 |
| 4.3.4.1. | Campaña de tiempo seco..... | 4-29 |
| 4.3.5. | Metodología de tiempo de lluvia..... | 4-30 |
| 4.3.5.1. | Balance de masas..... | 4-30 |
| 4.3.5.2. | El fenómeno del primer lavado..... | 4-35 |
| 4.3.5.3. | Tipo de sucesos..... | 4-39 |
| 4.3.5.3.1. | SUCESO TIPO A..... | 4-39 |
| 4.3.5.3.2. | SUCESO TIPO B..... | 4-39 |
| 4.3.5.3.3. | SUCESO TIPO C..... | 4-39 |
| 4.3.5.4. | Fichas de suceso..... | 4-40 |
| 4.3.5.4.1. | FICHA A: HIDRÁULICA DEL SUCESO POR SECCIONES..... | 4-40 |
| 4.3.5.4.2. | FICHA B: CONTAMINACIÓN EN CONTÍNUO..... | 4-42 |
| 4.3.5.4.3. | FICHA C: CONTAMINACIÓN DEL SUCESO POR SECCIONES..... | 4-43 |
| 4.3.5.4.4. | FICHA D: ANÁLISIS DE MOVILIZACIÓN DE MASAS..... | 4-43 |
| 4.3.5.4.5. | FICHA E: COMPARACIÓN DE SECCIONES POR CONTAMINANTES..... | 4-43 |
| 4.4. | MODELIZACIÓN..... | 4-43 |
| 4.4.1. | SWMM..... | 4-44 |
| 4.4.1.1. | Introducción..... | 4-44 |
| 4.4.1.2. | Bloque RUNOFF..... | 4-47 |
| 4.4.1.3. | Bloque TRANSPORT..... | 4-60 |
| 4.4.2. | PEST..... | 4-67 |

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA

4.1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se realiza una descripción del sistema de saneamiento de Santiago de Compostela y de la subcuenca de Cancelón. También se describe detalladamente el depósito de detención-aliviadero situado aguas abajo de esta subcuenca.

A continuación se definen las secciones de control utilizadas para realizar el diagnóstico del funcionamiento del depósito-aliviadero de Cancelón y se revisa la instrumentación colocada en cada una de ellas para realizar su caracterización tanto hidráulica como de contaminación. Seguidamente se pasa a explicar la metodología seguida tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia.

Por último, se hace una descripción de los programas utilizados en la modelización de la red de saneamiento de la subcuenca de Cancelón.

4.2. INFRAESTRUCTURA DE SANEAMIENTO A ESTUDIAR

4.2.1. Sistema de saneamiento de Santiago de Compostela

Santiago de Compostela, capital de la Comunidad Autónoma de Galicia, tiene una población creciente de más de 110000 habitantes de derecho (unos 125000 de hecho) lo que la convierte en la tercera ciudad en tamaño de la Comunidad. Se encuentra situada entre el río Sar y su afluente el Sarela y, como la mayor parte de las ciudades que se han desarrollado en torno a cursos fluviales, ha utilizado sus aguas primero para abastecerse y más tarde para realizar sus vertidos de aguas residuales.

La ciudad dispone de un sistema de saneamiento heterogéneo: distintos materiales y distintos enfoques técnicos se han ido superponiendo a lo largo de siglos hasta conformar la situación actual. Se acomoda a los ejes fluviales de los ríos Sar y Sarela, y se caracteriza por tener una topografía de pendientes más o menos acusadas hacia ambos ríos, y un extenso, y no suficientemente conocido, sistema de aguas subterráneas, que se manifiesta en forma de veneros y manantiales que afloran en las partes bajas de las fincas y en las numerosas fuentes públicas ubicadas en el casco histórico.

El sistema de saneamiento de Santiago es unitario, con la excepción de alguna área de reciente urbanización (subcuenca de Fontiñas, polígono del Tambre). Se diferencian claramente tres zonas: el casco antiguo, la zona del ensanche y los nuevos asentamientos. La cuenca urbana se podría describir de forma general en dos tipologías, una con urbanización cerrada (80% de zona impermeable), de 3.9 km² y otra de urbanización abierta (20-40% de zona impermeable), de 5.5 km².

La red de alcantarillado es antigua, con numerosas infiltraciones, manantiales incorporados a la red y entradas de agua procedentes de achiques de sótanos. En los últimos años se han realizado importantes obras para eliminar, esencialmente,

algunos problemas de inundaciones. Se ha incorporado también a la red, en la subcuenca denominada Cancelón, un depósito-aliviadero para el control de reboses en tiempo de lluvia.

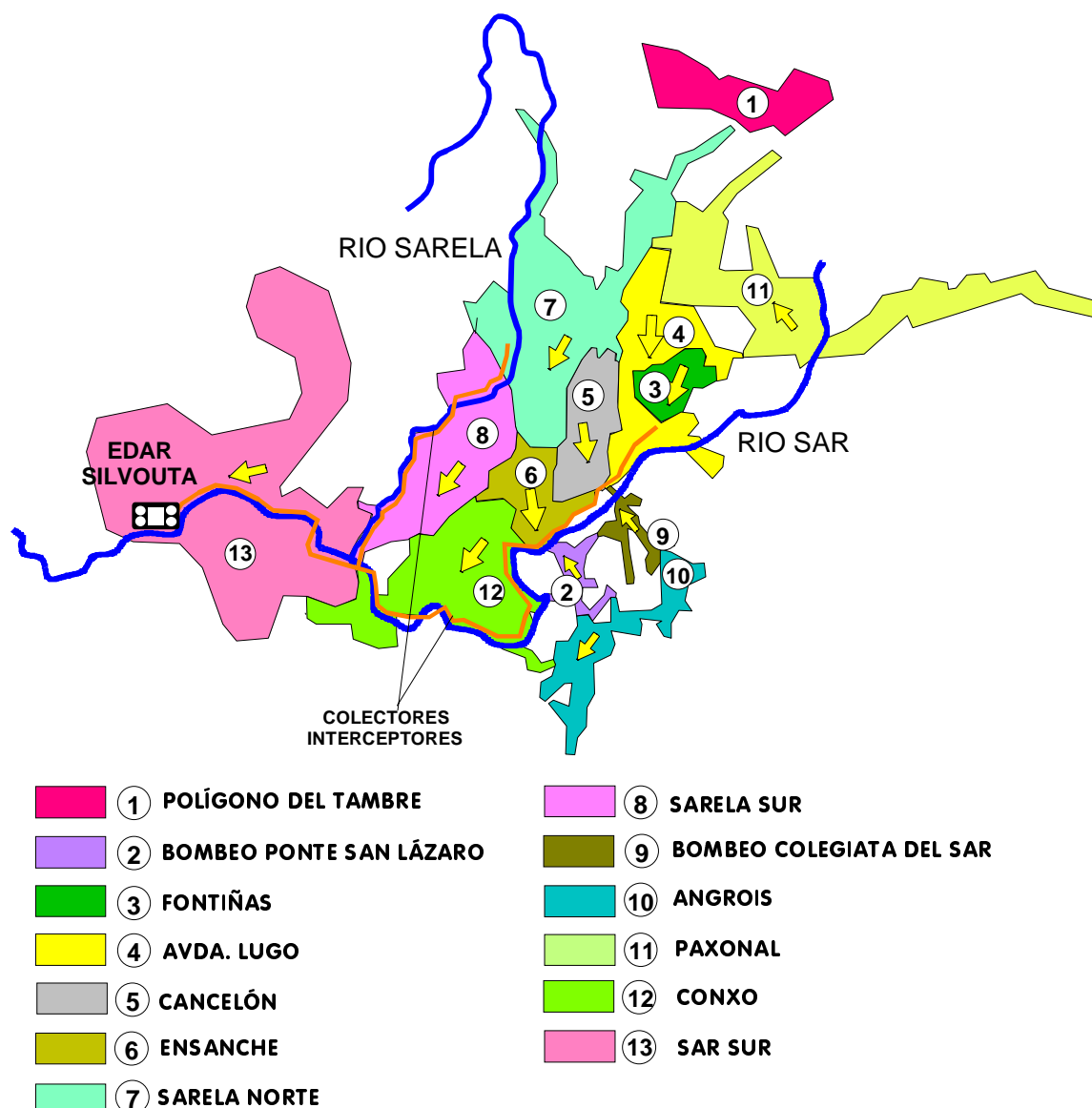


Figura 4-1. Esquemas de subcuencas en Santiago de Compostela.

El sistema de colectores interceptores tiene forma de Y y discurre paralelo a los ríos Sar y Sarela. Su estado de conservación no es bueno, permitiendo que aguas fluviales penetren en las conducciones en algunos puntos. Por supuesto, en época de lluvias, y a través de los numerosos aliviaderos, se vierten a los dos ríos las aguas que no pueden ser transportadas por la red a la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Silvouta. Un elevado volumen de agua, con una importante carga contaminante, se vierte sistemáticamente durante estos sucesos a ambos ríos.

La depuradora, convencional de fangos activos (sin nitrificación y desnitrificación), está a menudo al borde del colapso, puesto que los caudales máximos que es capaz de tratar son ocasionalmente superados, incluso en tiempo seco. Las dificultades de hacer funcionar la planta en esta situación, que debería ser excepcional y no

ordinaria, hace que tanto la línea de agua como la de fango se desequilibren y, por tanto, la calidad del efluente empeore.

Tanto el río Sar como el Sarela, nacen en las proximidades de la ciudad, por lo que apenas son arroyos de menos de cuatro metros de anchura y unos centímetros de profundidad cuando ya comienzan a recibir pequeños vertidos. Conforme van incorporando cuenca receptora van aumentando también sus caudales pero a la altura de la EDAR, con un caudal medio de vertido de 400 L/s, el río Sar apenas lleva 500 L/s en verano. La calidad del efluente de la EDAR condiciona totalmente la calidad del agua del río. Esta situación, unida a los efectos de los sucesos de rebose de alcantarillado en época de lluvia, frecuentes en esta región, ha degradado finalmente el ecosistema fluvial.

El actual crecimiento de la población y la conexión al sistema de nuevos núcleos está desequilibrando de forma casi total la depuradora.

4.2.2. Subcuenca de Cancelón

Ya se ha comentado que el sistema de saneamiento de Santiago de Compostela se puede dividir en dos vertientes: las subcuencas que vierten hacia el río Sar y las que vierten hacia su afluente, el Sarela. La subcuenca de Cancelón pertenece al primer grupo. Se trata de una subcuenca de unas 80 ha de superficie total de tipo mixto, con zonas rurales y zonas más urbanas.



Figura 4-2. **Fotografía aérea de la cuenca de Cancelón en Santiago de Compostela.**

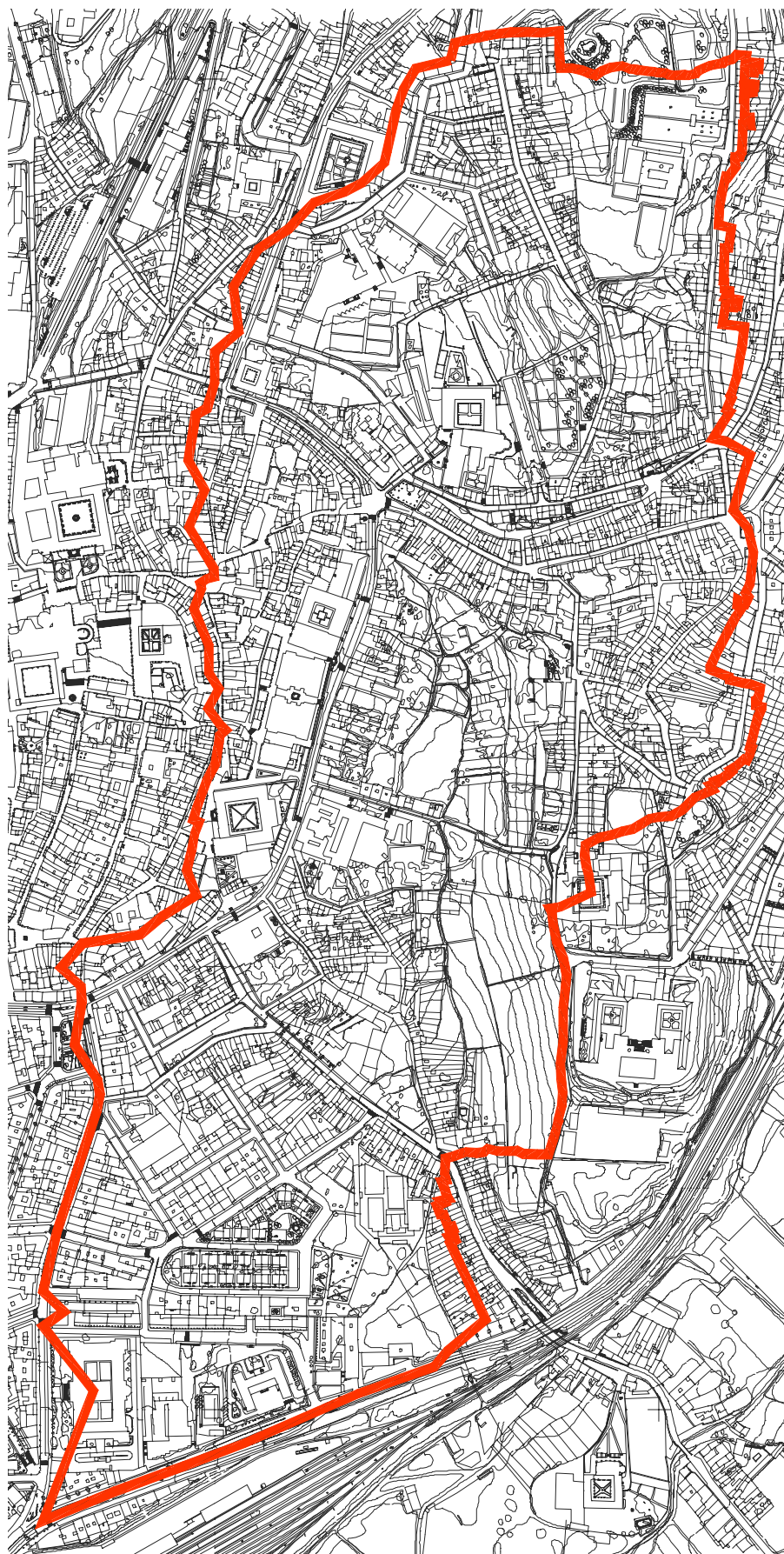


Figura 4-3. Plano de la cuenca de Cancellation.

El sistema de alcantarillado de esta subcuenca es mayoritariamente unitario, aunque algunas zonas de más reciente urbanización tienen sistema separativo. La longitud total de los colectores que forman el sistema de saneamiento de Cancelón es de unos 19.4 km con diámetros que van desde los 80 a los 1800 mm. Es un sistema heterogéneo en cuanto a materiales; se pueden encontrar conductos de fibrocemento, de hormigón, de gres y de PVC. La red principal es de hormigón, los tubos más antiguos son de gres y, en algunas reposiciones o tramos de nueva construcción, existen tubos de fibrocemento y de PVC. Como elemento de control y tratamiento de reboses en tiempo de lluvia encontramos en la parte inferior de la cuenca un depósito-aliviadero que regula el caudal que se enviará a la depuradora. En la siguiente figura está representada la red de la subcuenca de Cancelón.

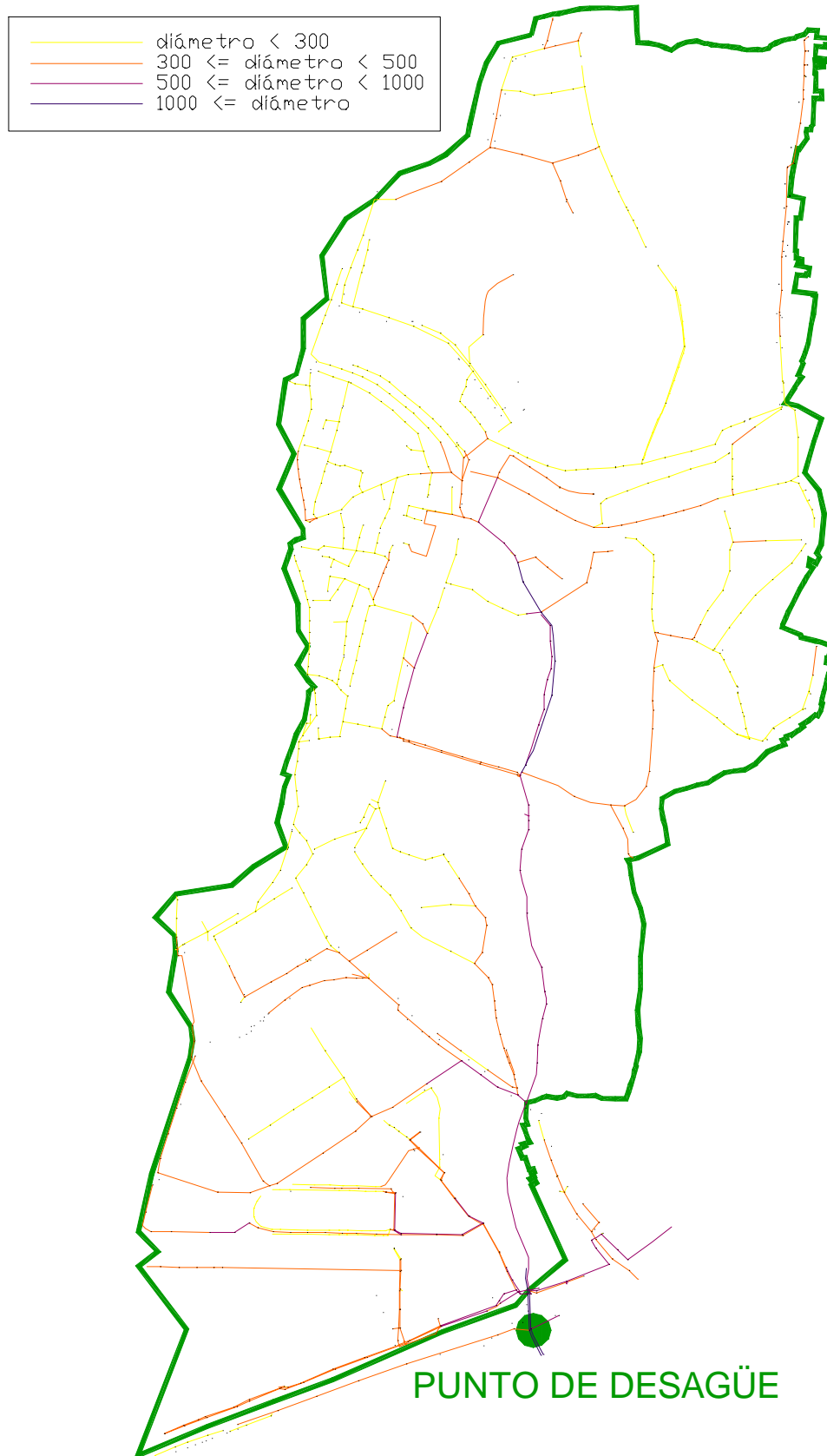


Figura 4-4. Esquema de la red de saneamiento de la subcuenca de Cancelón.

Se ha comentado que esta cuenca comprende zonas urbanas y zonas rurales. En la zona urbana, a su vez, se distinguen dos realidades urbanísticas diferentes: en primer lugar, una parte del centro histórico de la ciudad, caracterizado por calles estrechas y empedradas, y edificaciones en manzanas cerradas de poca altura; y, en segundo lugar, zonas de urbanización más reciente, dotadas de calles más anchas, con aceras, y edificios más altos. Las cubiertas de las edificaciones son, en su gran mayoría, de fuerte pendiente y de teja. Las bajantes de los tejados están en algunos casos conectados a la red de alcantarillado de forma directa.



Figura 4-5. Calle del centro histórico (izda) y calle de urbanización reciente (dcha).

Las zonas rurales se concentran en la parte oriental de la cuenca.



Figura 4-6. Zona rural.

Otra peculiaridad de esta subcuenca es la abundancia de zonas verdes, entre las que destacan el parque de Santo Domingo de Bonaval, el parque de Belvís y el parque del Monte de la Almaciga. Esto hace que sólo el 56% de la superficie de la subcuenca sea impermeable.



Figura 4-7. Parques de Sto. Domingo de Bonaval (izda) y Belvís (dcha).

Esta subcuenca se caracteriza también por la casi ausencia de industria, apenas algún que otro taller o imprenta.

Dentro de la cuenca hay algunas calles peatonales, la mayoría en la zona del casco viejo. La cuenca está atravesada por una vía que rodea la parte antigua y que tiene cierta carga de tráfico.



Figura 4-8. Distintas vistas de la calle Virgen de la Cerca, una de las calles con más tráfico de la cuenca.

Durante el periodo de caracterización en la cuenca tuvo lugar una obra de reposición de colectores dentro de la cuenca.



Figura 4-9. Obras de saneamiento realizadas durante la campaña de medida.

4.2.3. Depósito de detención-aliviadero de Cancelón en Santiago de Compostela

El depósito-aliviadero elegido para el estudio es el situado en la subcuenca de Cancelón en Santiago de Compostela.



Figura 4-10. Exterior del depósito-aliviadero de Cancelón en Santiago de Compostela.

El alcantarillado de esta subcuenca fue remodelado en el año 1998, con el propósito de evitar las inundaciones que se producían en tiempo de lluvias. Así, en la parte inferior de la misma, fue construido un depósito-aliviadero por la Confederación Hidrográfica del Norte.



Figura 4-11. Inundaciones en la subcuenca de Cancelón en 1995 (cortesía de la CHN).

Aguas arriba del depósito-aliviadero de Cancelón existe un dissipador de energía que salva un desnivel de casi tres metros. El dissipador está unido con el depósito-aliviadero mediante un tubo de 1800 mm de diámetro y de unos 100 m de longitud. En dicho tubo se produce cierta acumulación de sedimentos debido a su poca pendiente y a que, cuando se llena el depósito-aliviadero, se produce un almacenamiento de agua en este tubo. El agua almacenada en el tubo que se vacía, lentamente, al mismo tiempo que el depósito.



Figura 4-12. Exterior e interior del dissipador de energía de Cancelón.

El depósito-aliviadero de Cancelón, tal como puede apreciarse en el esquema que se presenta a continuación, se puede clasificar como depósito de detención-aliviadero.

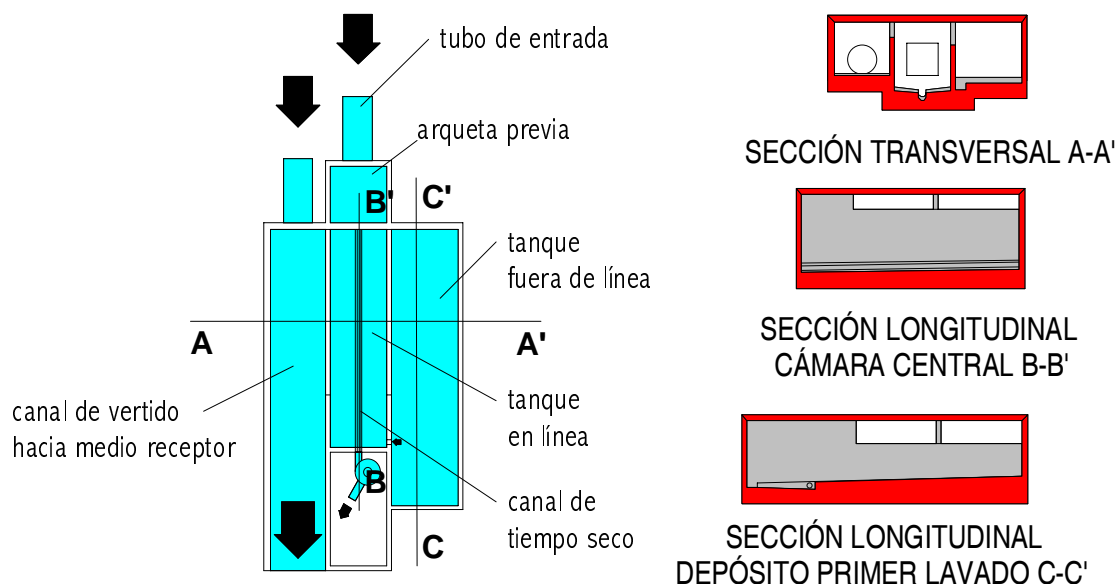


Figura 4-13. Croquis del depósito-aliviadero de Cancelón en Santiago de Compostela.

Consta de tres cámaras: un tanque en línea, un tanque fuera de línea y un canal de vertido hacia el medio receptor. En el Anejo I se presentan los planos constructivos de la estructura.

El agua llega al depósito a través de un tubo circular de 1800 mm de diámetro que tiene una longitud de 100 m. Este tubo vierte a una arqueta previa al depósito. Tanto el tubo como la arqueta contribuyen a la capacidad de almacenamiento total de la estructura proporcionando respectivamente unos volúmenes de 235 m³ y 28 m³.



Figura 4-14. **Arqueta de entrada.**

La cámara principal del depósito es un tanque en línea que tiene un canal central por donde discurre el agua residual en tiempo seco. Al final de este canal está el orificio de vaciado del depósito con su correspondiente válvula de compuerta, con la que se regula el caudal de salida hacia depuradora. Este orificio tiene unas dimensiones de 45x45 cm y, cuando la compuerta esta abierta completamente, permite el paso de un caudal máximo hacia la depuradora de casi 1 m³/s, circunstancia que se da cuando el depósito está completamente lleno. Tras atravesar el orificio de salida el agua circula por una estructura de cambio de cota mediante vórtice con la que salva un pequeño desnivel que le lleva al canal de salida hacia la depuradora.



Figura 4-15. **Válvula de compuerta y vórtice.**

El tanque en línea tiene una anchura de 3.5 m y una capacidad de 163 m³, y está delimitado longitudinalmente por dos vertederos: uno que separa este tanque en línea del tanque fuera de línea con cota de coronación de 212.7, y otro que lo separa del canal de vertido al medio receptor, que está a cota 213.2 (50 cm de diferencia). Acoplada a este segundo vertedero está la pantalla deflectora de retención de flotantes, que evita que los flotantes que arrastran las aguas sean vertidos al medio receptor.



Figura 4-16. *Tanque en línea y pantalla de retención de flotantes.*

Paralelamente a esta cámara principal se encuentra un depósito fuera de línea, de primer lavado, que tiene una anchura de 4.2 m y una capacidad de 204 m³. El vaciado de este depósito fuera de línea se realiza por gravedad a través de un orificio que comunica con el depósito en línea, y que está dotado con clapeta antirretorno. Esta clapeta evita que el agua entre al depósito fuera de línea mientras el depósito en línea no está lleno, y permite el vaciado del depósito fuera de línea. En cuanto hay diferencia de nivel entre el depósito en línea y el depósito fuera de línea, la clapeta se abre por diferencia de presión, y los dos depósitos se vacían al tiempo. Se puede acceder a ambos tanques para realizar las labores de mantenimiento y limpieza por medio de escaleras.



Figura 4-17. *Tanque fuera de línea y clapeta antirretorno.*

Este depósito fuera de línea tiene su propio sistema de autolimpieza que consiste en un depósito basculante suspendido de un eje. Cuando está vacío, el centro de gravedad está en la vertical del eje mientras que, cuando se llena completamente, el peso del agua provoca que el centro de gravedad se desplace del eje, y el recipiente vuelque repentinamente, vertiendo sobre el suelo del depósito una lamina de agua muy fina, pero con gran velocidad, que arrastrará los sedimentos que habían quedado en el fondo una vez finalizado el suceso.



Figura 4-18. Sistema de limpieza basculante.

Si se suman los volúmenes de almacenamiento de cada una de las partes se obtiene una capacidad total de la estructura de 630 m^3 , lo que significa que es capaz de almacenar 14 m^3 por hectárea neta.

Tabla 4-1. Capacidad de almacenamiento del depósito-aliviadero de Cancelón.

| | Capacidad de almacenamiento |
|-----------------------|-----------------------------|
| Tubo | 235 m^3 |
| Arqueta | 28 m^3 |
| Tanque en línea | 163 m^3 |
| Tanque fuera de línea | 204 m^3 |
| Total | 630 m^3 |

Este depósito está dotado de electricidad para el funcionamiento de los dispositivos de apertura y cierre de compuertas, el sistema de autolimpieza y el alumbrado. También dispone de agua potable que toma de la red de abastecimiento municipal. Además posee una buena ventilación que se la proporcionan tanto el orificio en el techo como los de los muros que impiden la entrada al depósito.

4.3. CARACTERIZACIÓN Y MEDIDAS EN CUENCA PILOTO

4.3.1. Definición de parámetros a medir

Uno de los objetivos de este estudio es evaluar los rendimientos de un sistema de control y tratamiento de reboses, en concreto los de tipología depósito de detención-aliviadero. Para realizar esta evaluación se determinarán las cargas contaminantes aportadas al medio receptor a través de los reboses de alcantarillado unitario en tiempo de lluvia por una infraestructura de este tipo y se compararán con las que se habrían vertido al medio si ésta no hubiese existido.

Para hacer un diagnóstico del funcionamiento del depósito-aliviadero de Cancelón es necesario entender el comportamiento de la contaminación en el mismo cuando tiene lugar un suceso. Cuantificar esto supone colocar medidores de caudal, medidores de contaminación y tomamuestras en unas determinadas secciones de control.

Con este propósito se realizó una campaña de caracterización, mediante toma de muestras y determinaciones de contaminantes en laboratorio, del comportamiento de caudales y contaminación en el depósito, desde febrero de 2002 a febrero de 2003.

Esta información sirve para hacer el balance de masas contaminantes del suceso y poder estimar qué porcentaje de la contaminación es enviado al medio receptor a través de un rebose de alcantarillado unitario en tiempo de lluvia. Para realizar este balance de masas correctamente es necesario diferenciar la masa de contaminación que procede de las aguas residuales de la que procede de la escorrentía urbana. Este dato se obtuvo a partir de la campaña de caracterización de la contaminación del agua residual en tiempo seco, que se desarrolló durante dos días laborables y dos festivos, concretamente los días 13 a 16 de junio de 2002.

Por último, comentar también que con el fin de conocer la precipitación que genera una determinada escorrentía se instaló un pluviómetro durante toda la campaña.

4.3.2. Definición de las secciones de control

Como se ha comentado en el apartado anterior, para realizar el diagnóstico del funcionamiento del depósito-aliviadero de Cancelón fue necesario medir caudales y contaminación en la sección de entrada al depósito, en la sección de salida hacia la depuradora y en la sección de salida hacia el medio receptor. Además, se colocó un tomamuestras en el tanque fuera de línea, para estudiar los procesos de mezcla y decantación que se pudieran dar en él.

4.3.2.1. Sección de entrada al depósito

El agua llega al depósito a través de un tubo de 100 m de longitud y 1800 mm de diámetro, siendo ésta la sección inicialmente escogida para medir el caudal de entrada. En un principio se pensó medir el caudal justo a la entrada al depósito pero, una vez en el lugar, se comprobó que la sección entraba en carga al producirse el llenado del depósito, circunstancia que, debido a las características de los equipos que se iban a instalar, obligó a descartar el emplazamiento, por lo que se estudió la posibilidad de ubicarlos en el otro extremo del tubo. Este extremo está inmediatamente aguas abajo del dissipador de energía, que está alojado en un edificio de piedra lo que lo hace fácilmente accesible. Esta situación facilitaba los trabajos, ya que dispone de electricidad y agua corriente, por lo que resultaba adecuada para la instalación del caudalímetro y la captación del tomamuestras, adoptándose finalmente este emplazamiento.

En esta sección se instaló, además, una sonda multiparamétrica, para medir las variaciones de temperatura, pH y conductividad de los caudales aportados por la cuenca.

Transcurridos cinco meses desde el inicio de la caracterización se observó que la sección escogida no era la más idónea, ya que el caudalímetro colocado en esta sección registraba de vez en cuando valores negativos de velocidad. Por este motivo se optó por cambiar de sección. A finales del mes de julio de 2002 se cambió el

caudalímetro a la sección de entrada al dissipador de energía. En este punto la sección del conducto es rectangular de 1.10 m de anchura por 1 m de altura.

4.3.2.2. Sección de salida a la depuradora

El agua sale del depósito a través de una compuerta, luego recorre un vórtice y, justo antes de juntarse con las aguas que proceden de la subcuenca de Fontiñas, discurre por un canal cuya forma y dimensiones se puede ver en el siguiente esquema.

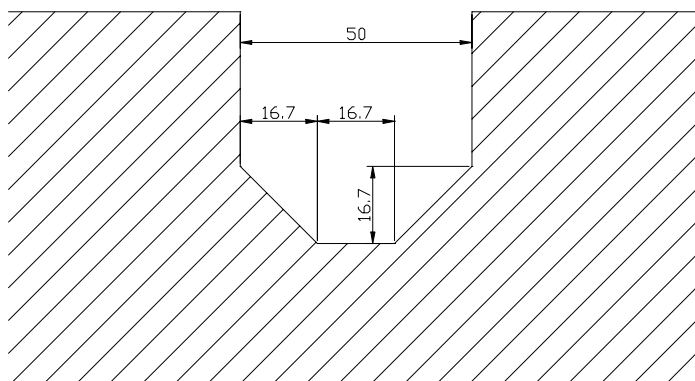


Figura 4-19. Sección de salida a la depuradora.

Esta sección es la que se escogió para colocar el caudalímetro y la captación del tomamuestras.

4.3.2.3. Sección de salida hacia el medio receptor

La salida del agua hacia el medio receptor se produce a través de un vertedero de longitud 10.4 m, que vierte a un canal que, inmediatamente, se une al canal de salida hacia el medio receptor del depósito-aliviadero de Fontiñas. No hay, desde el vertido hasta la unión con las aguas procedentes de Fontiñas, ninguna sección apropiada para situar la sección de control, por lo que se optó por calcular la cantidad de agua que se vierte al río en función de la altura de agua en el depósito en línea. En cuanto a la caracterización de las aguas que se vierten al medio receptor, se colocó un tomamuestras con la captación posicionada justo al lado del vertedero, programado para empezar a funcionar cuando el nivel de agua en el depósito alcanzase la cota de este vertedero.

4.3.3. **Instrumentación del depósito-aliviadero de Cancelón**

En este apartado se realiza una revisión de la instrumentación que se colocó para hacer el estudio. Debido a la naturaleza del trabajo fue necesario instalar equipos que sirvieran para realizar tanto la caracterización hidráulica como la caracterización de la contaminación. En el Anejo II se describen las características técnicas de los equipos utilizados.

4.3.3.1. Medidores de hidráulica

Para el estudio del rendimiento de una estructura de este tipo es fundamental hacer previamente un estudio de su funcionamiento hidráulico, lo que conlleva medir la precipitación en la subcuenca, los caudales de entrada y salida de los depósitos y los niveles en los depósitos en cada momento.

4.3.3.1.1. Medición de la lluvia

Para medir la precipitación en la subcuenca se utilizó un pluviómetro de balancín modelo ARG100 cuyas características técnicas pueden verse en el Anejo II.

En principio el pluviómetro se colocó en la cubierta del edificio de piedra de acceso al tanque de tormentas que, al ser plana, parecía la situación ideal. Se dotó de una protección con un trozo de tubo de PVC para que no llamase la atención. En esta ubicación estuvo desde el 4 de marzo de 2002 hasta el 25 de mayo del mismo año, cuando fue dañado por actos vandálicos. Por este motivo se adoptó una nueva ubicación; desde el 5 de julio estuvo colocado en el Centro Galego de Arte Contemporánea, situado dentro de la subcuenca, dotado de una cubierta plana visitable, y que dispone de vigilancia las 24 horas del día los 7 días de la semana.



Figura 4-20. Pluviómetro en cubierta del tanque de tormentas (izq.) y pluviómetro en CGAC (dcha.).

Los datos de lluvia se almacenaban en un registrador de pulsos que se conectó al pluviómetro. Este registrador de pulsos es capaz de almacenar unos 16000 datos. El registro se realizaba cada minuto, por lo que se llegaban a almacenar hasta algo más de once días.

Todos los aparatos que se utilizaron en este estudio se programaron con memoria renovada, es decir, cuando la memoria se llenaba, las lecturas más antiguas se borraban para dejar espacio a las nuevas. Esto permitía que los aparatos funcionasen indefinidamente, pero si se excedía el tiempo de almacenamiento entre las descargas de datos, se perdían los datos más antiguos y sólo quedaban almacenadas las lecturas más recientes.

El pluviómetro no requiere ningún tipo de mantenimiento, simplemente había que realizar la descarga de datos con la ayuda de un ordenador portátil con una frecuencia de, como mínimo, once días.

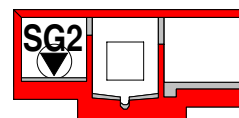
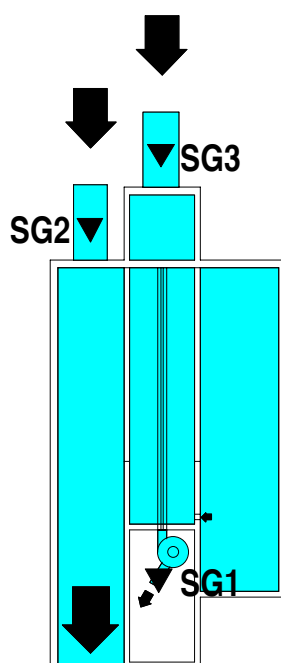
Los datos de precipitaciones son muy importantes porque el funcionamiento del tanque depende de parámetros relativos a la lluvia, como pueden ser el tiempo seco previo al suceso, la intensidad máxima, la duración de la precipitación, etc.

Además, estos datos de lluvia son los datos de entrada al modelo del sistema de alcantarillado de la cuenca del Cancelón. Esta modelización se ha realizado en el programa SWMM de la EPA, que funciona transformando esta lluvia en escorrentía que se incorporará, a través de los pozos, al sistema de alcantarillado. Mas adelante se comentará en detalle como se realiza esta modelización.

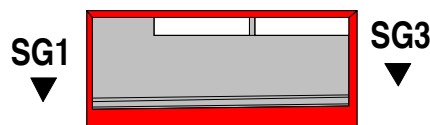
4.3.3.1.2. Medición de caudales

Durante los cinco primeros meses de caracterización permanecieron instalados tres caudalímetros: uno en el tubo de entrada al depósito, otro en el canal de salida hacia la depuradora y un tercero en el tubo paralelo al de entrada al depósito, en el que está canalizado el arroyo de Cancelón. A continuación se presenta un esquema en el que se refleja la situación de los medidores de caudal.

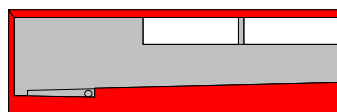
MEDIDORES DE CAUDAL



SECCIÓN TRANSVERSAL



SECCIÓN LONGITUDINAL
CÁMARA CENTRAL



SECCIÓN LONGITUDINAL
DEPÓSITO PRIMER LAVADO

Figura 4-21. Situación de medidores de caudal.



Figura 4-22. Caudalímetro.

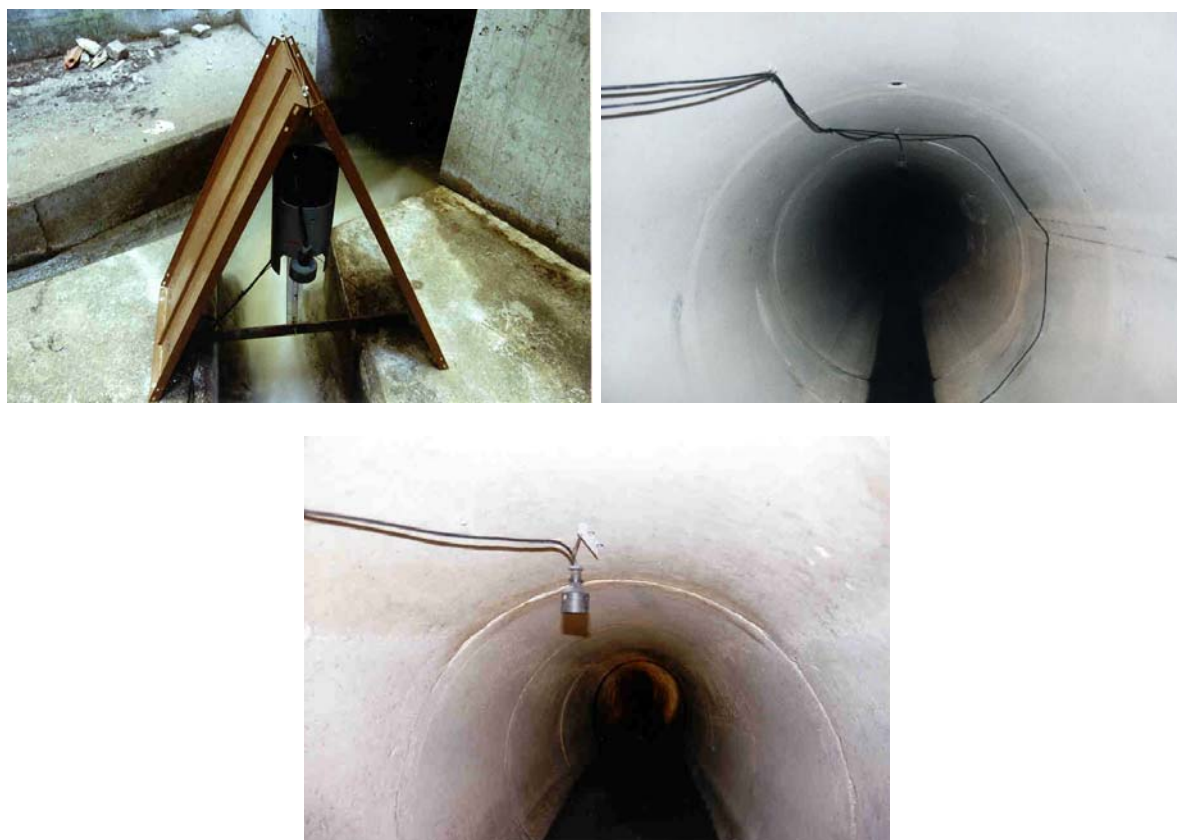


Figura 4-23. Sensores de nivel de caudalímetros SG1 a SG3 (de izda a dcha y de arriba a abajo).

Tras el análisis de los registros de esta primera etapa se decidió cambiar el caudalímetro SG3 a la sección de entrada del dissipador de energía, dado que en su primera ubicación se registraban de vez en cuando valores de velocidad negativos, y suprimir el caudalímetro SG2. En la siguiente foto se puede ver el sensor de nivel del caudalímetro SG3 en su nueva ubicación.



Figura 4-24. Caudalímetro SG3 en su nueva ubicación.

Se utilizaron caudalímetros SIGMA 950 cuyas características técnicas pueden verse en el Anejo II. Estos caudalímetros calculan el caudal que circula por una sección como el producto de la velocidad media de la corriente circulante por el área de la sección mojada. La velocidad media de la corriente circulante se obtiene utilizando una sonda doppler sumergida y el área se calcula a partir del calado, que es medido con un transductor ultrasónico situado sobre la corriente de agua, en la ubicación adecuada para la medida del calado de la sección.

El transductor emite un pulso de sonido a alta frecuencia y espera a que regrese el eco desde la superficie del agua. El tiempo que tarda este eco en volver está directamente relacionado con la distancia entre el transductor y la superficie del agua. Conforme aumenta el nivel en la corriente de agua, el tiempo que tarda el eco en regresar al transductor decrece (la distancia es menor). Transmitiendo estos pulsos continuamente, y midiendo los tiempos de retorno del eco, el caudalímetro mide la distancia a la superficie del fluido en cada instante y, si ha sido calibrado, es capaz de obtener indirectamente el calado en la sección. Después de calcular el nivel, el microprocesador convierte este nivel calculado, en un área mojada, a través de las características de la sección que define el usuario.

Mientras se mide el nivel la sonda de velocidad está midiendo simultáneamente la velocidad usando el principio de Doppler. Esta sonda transmite a la corriente de flujo ondas de sonido de alta frecuencia, que se reflejan en las partículas que arrastra la corriente de flujo y regresan a la sonda de velocidad. La frecuencia del sonido que regresa está ligeramente modificada frente a la frecuencia original. La magnitud de la variación de la frecuencia es proporcional a la velocidad de las partículas, pudiéndose calcular la velocidad media de la corriente de flujo.

Los caudalímetros se programaron para tomar un dato de velocidad y otro de calado y obtener, a partir de éstos, el caudal cada minuto. La capacidad de almacenamiento del caudalímetro depende de la memoria que tenga. En nuestro caso hay dos caudalímetros con 512 KBytes y otro con 128 KBytes. Como se almacenaban dos datos cada minuto (el nivel y la velocidad) los primeros son capaces de almacenar algo más de 40 días y el otro algo menos de 7 días. Este tercer caudalímetro es el que condicionaba la autonomía del conjunto, por lo que había que descargarlos al menos una vez a la semana. La descarga de datos puede realizarse con un ordenador portátil o con una unidad de transferencia de datos específica de los SIGMA 950. Estos aparatos no requieren ningún tipo de mantenimiento excepto el día que se instalan, ya que hay que realizar la calibración del transductor ultrasónico.

El dato de los caudales es fundamental para realizar la caracterización de la estructura. El caudal de entrada al depósito y el de salida a la depuradora se obtienen directamente de los registros de los caudalímetros, mientras que el caudal de salida por el vertedero hacia el medio receptor se calcula en función de la altura del agua en el depósito en línea.

4.3.3.1.3. Medición de niveles

Se instalaron un total de seis medidores de nivel: tres son los que utilizan los caudalímetros para medir el caudal y los otros tres son transmisores indicadores de nivel LIT25 independientes. Las características técnicas de estos últimos se presentan en el Anejo II.

Los tres medidores de nivel asociados a los caudalímetros midieron el nivel en la entrada al depósito, en el canal de salida hacia la depuradora y en el tubo paralelo al de entrada al depósito, donde esta canalizado el arroyo de Cancelón; mientras que los medidores de nivel independientes estaban localizados dos en el depósito en línea y uno en el depósito fuera de línea. El motivo de que hubiera dos medidores de nivel en el depósito en línea es que estos aparatos sirven para dar la señal de arranque a los tomamuestras, y se disponía de dos tomamuestras que arrancaban en diferentes condiciones, en función del nivel que había en esta cámara central. En el esquema que se presenta a continuación están representadas las ubicaciones de los distintos medidores de nivel.

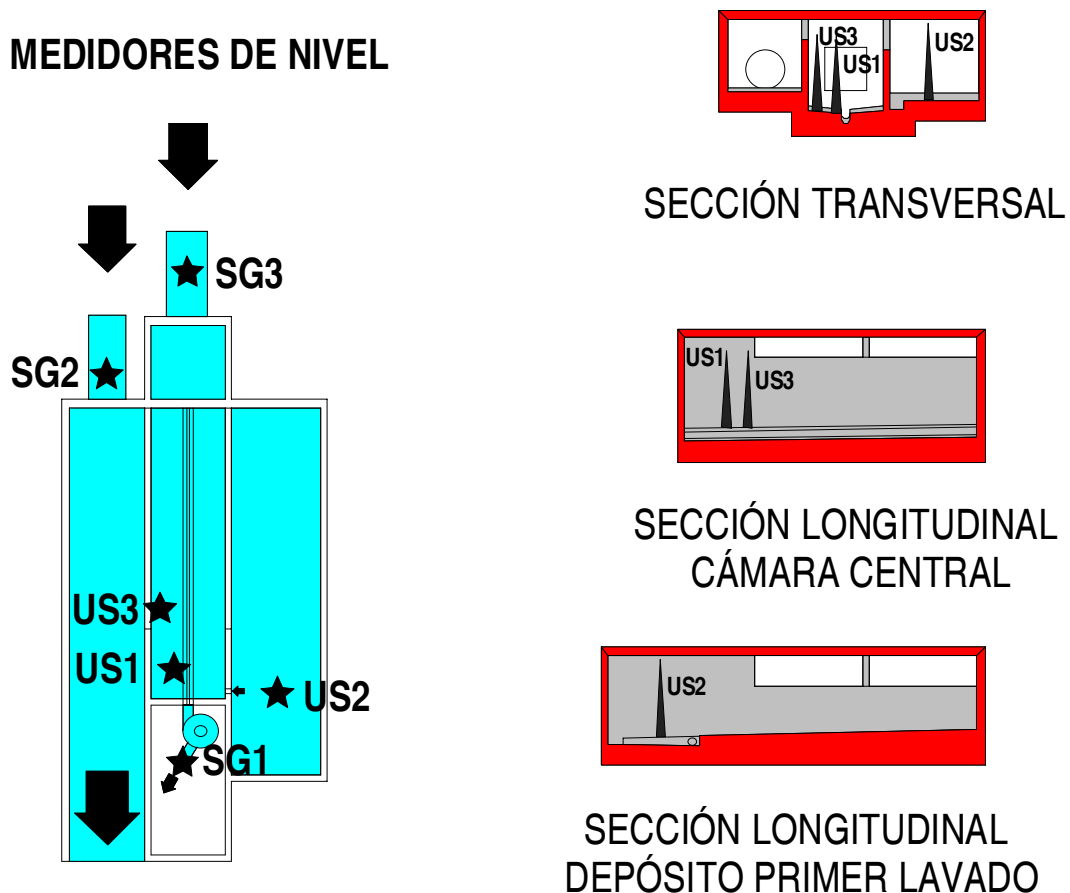


Figura 4-25. Situación de medidores de nivel.



Figura 4-26. Ultrasonidos para caudalímetro SIGMA 950.



Figura 4-27. Ultrasonidos para indicador de nivel LIT25.

El principio de funcionamiento de los transmisores indicadores de nivel es idéntico al del transductor ultrasónico del caudalímetro. La medición se realiza mediante la emisión de una onda de ultrasonidos, la cual rebota en la superficie del fluido, realizando un mayor o menor recorrido en función de la distancia a que se encuentre. El aparato, a partir del tiempo transcurrido entre la emisión de la onda y su regreso, calcula la distancia de éste a la superficie del fluido.

El registro de los niveles se realizaba cada minuto. Los caudalímetros almacenan este dato en el propio aparato (ver en el apartado anterior la capacidad de almacenamiento), mientras que a los transmisores indicadores de nivel LIT25 se les conectó un registrador de datos independiente. Los registradores de datos independientes almacenan alrededor de unas 16000 lecturas. Por tanto, si se programan cada minuto, son capaces de almacenar algo más de once días.

Estos aparatos no requieren ningún tipo de mantenimiento excepto descargar los datos antes que se agote la memoria para no perder información.

La medida del nivel en el depósito en línea y en el depósito fuera de línea es muy importante porque sirve para determinar qué volumen de agua esta almacenando la estructura en cada momento, y también para calcular la cantidad de agua que se vierte por el aliviadero en los sucesos en los que se produce vertido.

4.3.3.2. Medidores de contaminación

Tras haber presentado la instrumentación colocada para realizar el análisis hidráulico se pasa a describir la instrumentación utilizada para realizar la caracterización de la contaminación.

4.3.3.2.1. Medición en continuo

Para la medición en continuo de parámetros de contaminación se colocó en el seno del fluido una sonda multiparamétrica que medía pH, conductividad y temperatura. Esta sonda se instaló dentro de un tubo protector inmediatamente aguas arriba del dissipador de energía que precede al depósito.



Figura 4-28. Tubo protector de la sonda multiparamétrica (izq.) y datalogger (dcha.).

La sonda que se utilizó es la YSI 600R cuyas características se describen en el Anejo II. Además, para el almacenamiento de los datos se utilizó el registrador de datos 610DM, que también permite realizar la calibración de los distintos electrodos.

La sonda se programó para tomar los tres datos cada cinco minutos, y es capaz de almacenar con esta frecuencia 13 días. Es el único aparato que se programó con memoria duradera (es decir, el registro se detiene cuando la memoria está llena), ya que para realizar el mantenimiento es necesario interrumpir su funcionamiento y reanudarlo una vez que se ha hecho la calibración.

La sonda multiparamétrica requiere un alto nivel de mantenimiento ya que hay que limpiar los electrodos y recalibrarlos. Esta actividad se realizaba una vez a la semana al tiempo que se aprovechaba para bajar los datos registrados.

Estos datos, aunque hay que suponerles menos fiabilidad que a los obtenidos en los análisis de laboratorio, son importantes para estudiar las variaciones que ocurren en estos parámetros, tanto en tiempo seco como cuando ocurre un suceso.

4.3.3.2.2. Medición en tiempo de lluvia

Para la medición de la contaminación en tiempo de lluvia se colocaron 4 tomamuestras: uno refrigerado y tres estándar, con el objeto de poder recoger muestras de agua que pudieran ser llevadas a laboratorio para su análisis. Los tomamuestras se colocaron en los siguientes lugares: uno con la captación en la sección de entrada, otro con la captación en el canal que sale del depósito y que conduce el agua que va hacia la depuradora, otro con la captación próxima al vertido hacia el río y, el último, con la captación en el depósito de primer lavado. Con esto se pretendía caracterizar el agua que, durante todo el suceso, entra al depósito, la que sale hacia la depuradora, la que se vierte al río Sar y las variaciones que se producen en la que se almacena en el tanque de primer lavado.

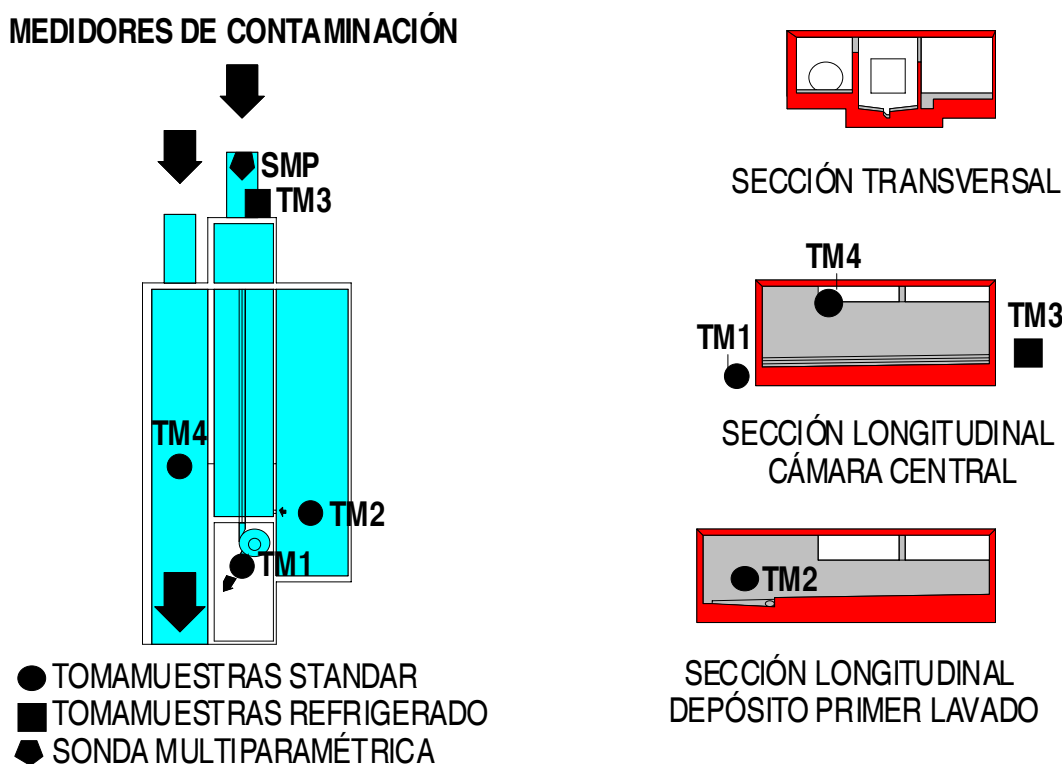


Figura 4-29. Situación de los tomamuestras.

Se utilizaron muestreadores SIGMA 900 (características técnicas en el Anejo II), que toman muestras automáticamente de una fuente de líquido. El muestreador utiliza una bomba peristáltica de alta velocidad para tomar la muestra de líquido y va rellenando cada una de las de 24 botellas de polietileno de 1 litro de las que consta el tomamuestras. El tomamuestras consta también de un controlador donde se

registra la fecha y la hora a la que fue tomada cada muestra y con el que se introduce la programación.



Figura 4-30. Detalle tomamuestras SIGMA 900.

Para la batería de análisis que se realizaba sobre cada muestra se necesita en total algo más de un litro de muestra, por lo que se tomaron dos botellas por muestra.

Todos los tomamuestras, a excepción del tomamuestras TM4, se programaron para que, una vez que recibían la alarma de arranque, recogiesen muestras cada cinco minutos durante la primera media hora, y cada quince minutos a partir de entonces, lo que suma un tiempo total de una hora y cincuenta y cinco minutos tomando muestras. El tomamuestras TM4 se programó para que recogiese muestras a intervalos de cinco minutos durante cincuenta y cinco minutos, ya que no se esperaba que hubiese sucesos en los que el vertido al río durase más que este tiempo.

Las alarmas de arranque se proporcionaron por nivel. El tomamuestras TM1 recibía la señal de que se iniciase el programa del US1 cuando en el depósito en línea el agua alcanzaba una cota de 210.2 aproximadamente; el tomamuestras TM2 recibía la señal de alarma del US2 cuando en el depósito fuera de línea el agua alcanzaba una cota de 210.8; el TM3 recibía la señal de alarma del caudalímetro SG3 cuando en la sección de entrada al depósito se superaba un determinado nivel; y por último, el tomamuestras TM4 recibía la señal de alarma del US3 cuando el agua en el depósito alcanzaba la cota del vertedero de alivio al río, es decir, la cota 213.2.



Figura 4-31. Tomamuestras TM1 a TM4 (de izquierda a derecha y de arriba abajo).

Los tomamuestras TM1, TM3 y TM4 tenían la captación en una posición fija, mientras que la captación del tomamuestras TM2 se fijó a un flotador y siempre tomaba el agua, en el depósito fuera de línea, a 50 cm de la superficie del agua.

Sobre las muestras recogidas se realizaron los siguientes análisis:

- pH, conductividad y turbidez
- ST, SV, SDT y SDV; por cálculo se obtuvieron los SF, SDF, SST, SSV y los SSF
- Sólidos sedimentables
- Coliformes totales y fecales
- P-PO_4^{3+} total y P-PO_4^{3+} disuelto
- NTK y N-NH_4^+
- DBO_5

- DQO total y DQO no sedimentable; por cálculo la DQO sedimentable
- COT y CT; por cálculo el CI
- Metales: Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb y Hg

Los tomamuestras requieren un cierto mantenimiento. Cuando ocurre un suceso y se toman muestras hay que recogerlas, vaciar el contenido de las botellas en botes de laboratorio convenientemente etiquetados, lavar las botellas y volverlas a colocar en el tomamuestras y, por último, reiniciar el programa para que quede a punto para el siguiente suceso. También suele ser conveniente limpiar la captación simplemente enchufándole la manguera a contraflujo.

4.3.4. Metodología de tiempo seco

A pesar de que el objetivo fundamental de este estudio es analizar las cargas contaminantes procedentes de la escorrentía urbana vertidas al medio receptor a través del depósito-aliviadero de Cancelón en tiempo de lluvia, se realizó también un estudio de los caudales y la contaminación de tiempo seco, ya que esta información es primordial para estimar la cantidad de contaminación que corresponde a la escorrentía urbana y la que procede de las aguas residuales propiamente dichas. Si se pretende determinar la contaminación que corresponde a la escorrentía urbana en las DSU, es necesario restarle a la contaminación total las cargas contaminantes de las aguas residuales urbanas, ya que suelen suponer un porcentaje significativo del contenido total.

Se realizó un detallado análisis de los hidrogramas y polutogramas de tiempo seco a partir, por una parte, de los datos registrados en continuo por los caudalímetros y por la sonda multiparamétrica y, por otra, de los resultados de los análisis de laboratorio efectuados sobre las muestras recogidas en la campaña de tiempo seco.

4.3.4.1. Campaña de tiempo seco

Como apoyo a los datos de la sonda multiparamétrica se realizó una campaña de tiempo seco tomando muestras durante dos días laborables y un fin de semana.

La campaña se realizó los días jueves 13, viernes 14, sábado 15 y domingo 16 de junio de 2002. Durante estos cuatro días se tomaron muestras cada dos horas (las horas impares 1:00, 3:00, 5:00, 7:00), a las que se realizó la batería de ensayos completa, para obtener la variación diaria en tiempo seco de todos los contaminantes. Los análisis se realizaron en el *Laboratorio de Ingeniería Sanitaria* de la *Escuela de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad de La Coruña*, a excepción del ensayo de carbono total, orgánico e inorgánico y los metales, que fueron realizados por los *Servicios Xerais de Apoio á Investigación* de esta misma universidad.

La batería de ensayos completa comprende las siguientes determinaciones:

- pH, conductividad y turbidez

- ST, SV, SDT y SDV; por cálculo se obtuvieron los SF, SDF, SST, SSV y los SSF
- Sólidos sedimentables
- Coliformes totales y fecales
- P-PO_4^{3+} total y P-PO_4^{3+} disuelto
- NTK y N-NH_4^+
- DBO_5
- DQO total y DQO no sedimentable; por cálculo la DQO sedimentable
- COT y CT; por cálculo el CI
- Metales: Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb y Hg

En el capítulo 5 se muestran los resultados obtenidos para cada contaminante.

4.3.5. Metodología de tiempo de lluvia

4.3.5.1. Balance de masas

A la hora de analizar un suceso de lluvia es importante diferenciar la masa de contaminación que procede de las aguas residuales de tiempo seco, o caudal residual de base durante el suceso, de la masa contaminante que es movilizada por el suceso de lluvia, bien sea procedente de la superficie de la cuenca, bien procedente de fenómenos de resuspensión en la propia red de alcantarillado. Con el fin de poder hacer esta diferenciación se aplica el método que se expone a continuación.

Durante un suceso de lluvia tanto los caudales como los contaminantes se ven modificados con respecto a la situación de tiempo seco. Se puede considerar el suceso como una superposición sobre la contaminación y caudales de tiempo seco.

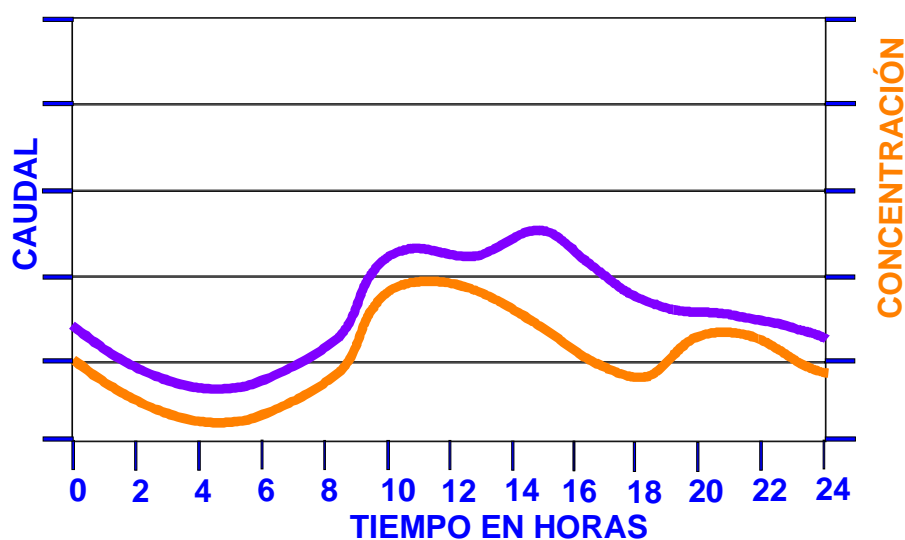


Figura 4-32. Hidrograma y polutograma de tiempo seco.

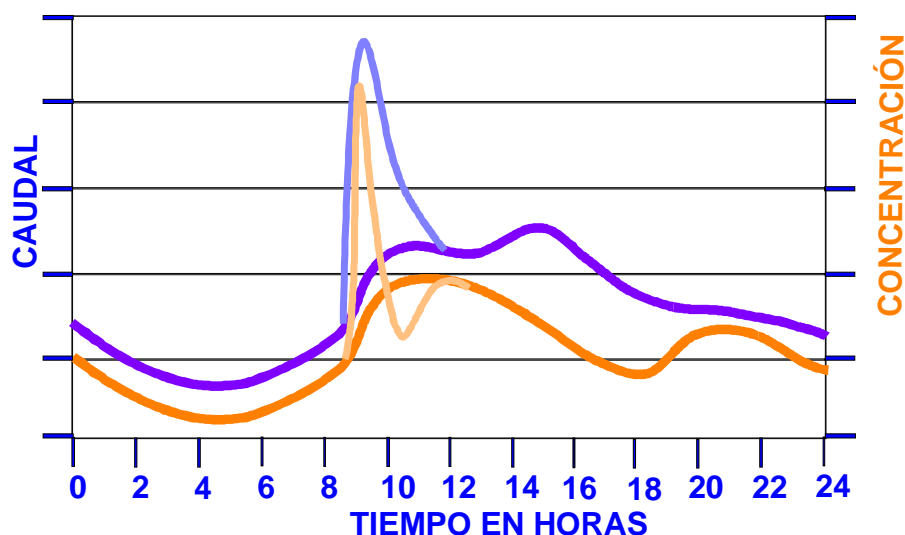


Figura 4-33. Suceso superpuesto al hidrograma y polutograma de tiempo seco.

Cuando se analiza un suceso, el primer paso es obtener los hidrogramas y polutogramas de tiempo seco y del propio suceso. El hidrograma del suceso se obtiene a partir de los registros del caudalímetro en la sección, y los polutogramas a partir de los resultados de los análisis realizados a las muestras en el laboratorio. El hidrograma y polutogramas de tiempo seco durante el suceso se obtienen calculando los valores de caudal y contaminación correspondiente a tiempo seco para el comienzo y el final del suceso, interpolando linealmente para calcular los valores intermedios.

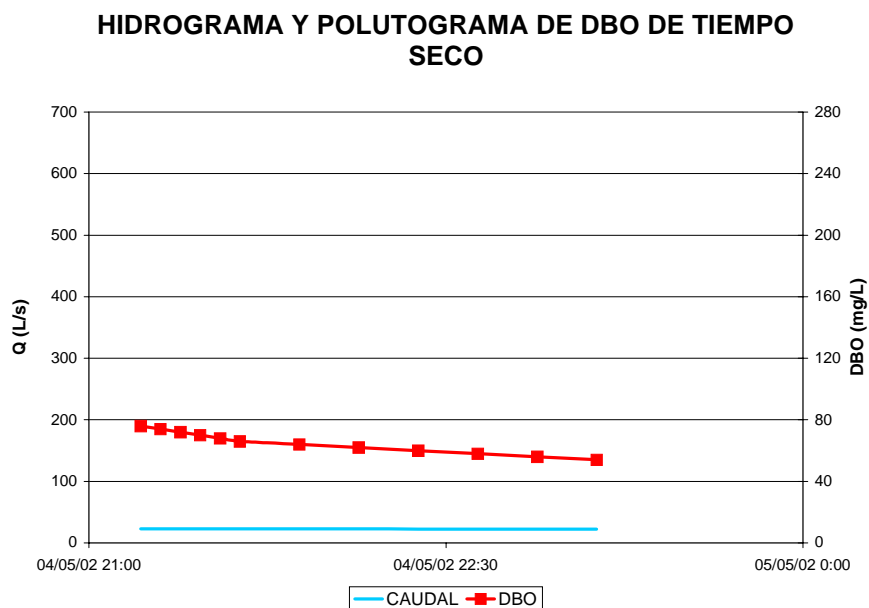


Figura 4-34. Hidrograma y polutograma de DBO_5 en tiempo seco.

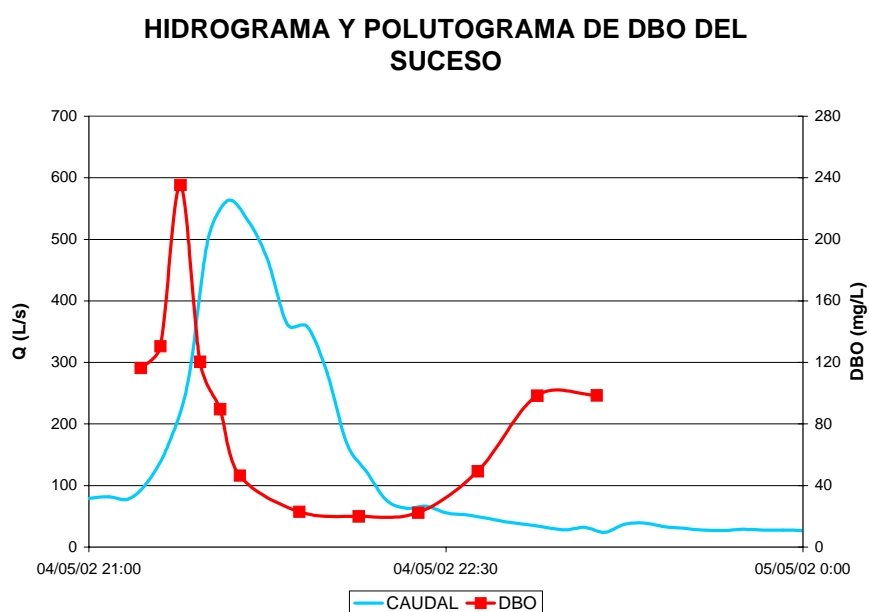


Figura 4-35. Hidrograma y polutograma de DBO_5 del suceso.

La mayor parte de los contaminantes se miden por su concentración. Para poder diferenciar las masas contaminantes con diferente origen es necesario pasar estas concentraciones a masas, es decir, proceder al cálculo del flujograma. El flujograma es un gráfico en el que se representa la masa que pasa por una sección por unidad de tiempo. Se obtiene multiplicando los caudales por las concentraciones. Además de calcular el flujograma del suceso es necesario calcular el flujograma de tiempo seco.

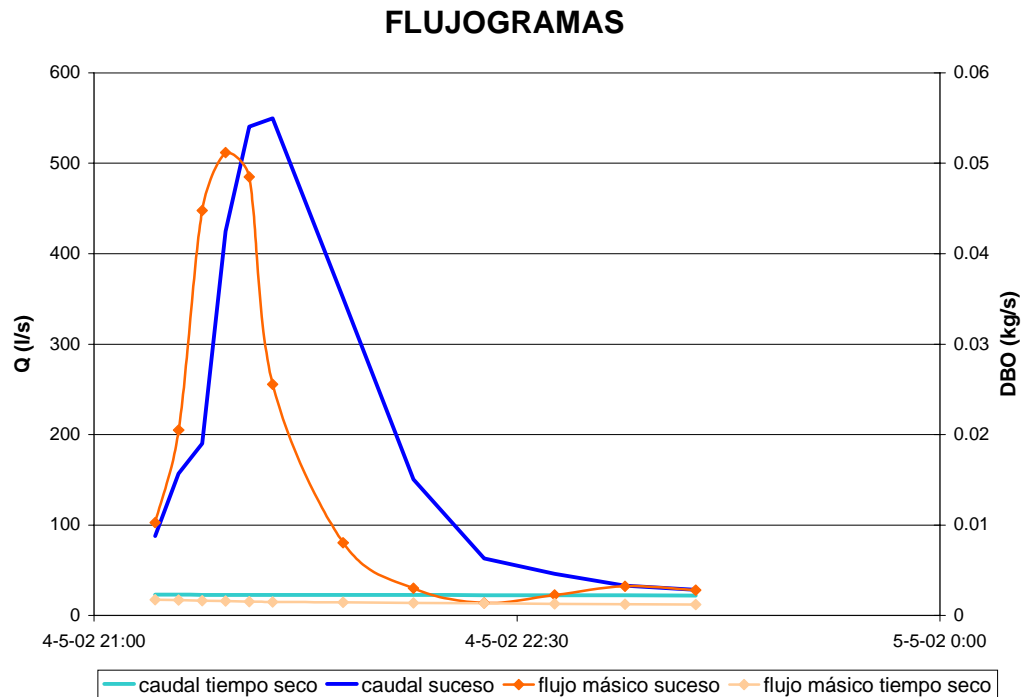


Figura 4-36. *Flujogramas de tiempo seco y suceso.*

El balance de masas se realiza en el intervalo del suceso en el que se han capturado muestras. Los intervalos de muestreo de sucesos suelen ser variables. Así, la toma de muestras se programa para capturar un mayor número de muestras en los primeros instantes del suceso y, de este modo, poder estudiar el fenómeno de primer lavado. El balance de masas ha de hacerse con intervalos diferentes de forma discreta. Lo habitual es realizar dicho balance en el entorno de los instantes de toma de muestras, considerando la muestra como representativa del intervalo de tiempo entre muestras. Se calcula la masa del suceso medida en cada intervalo, y la que correspondería a tiempo seco en ese mismo intervalo. Restándole a la primera la segunda se obtiene la masa movilizada por el fenómeno de lluvia.

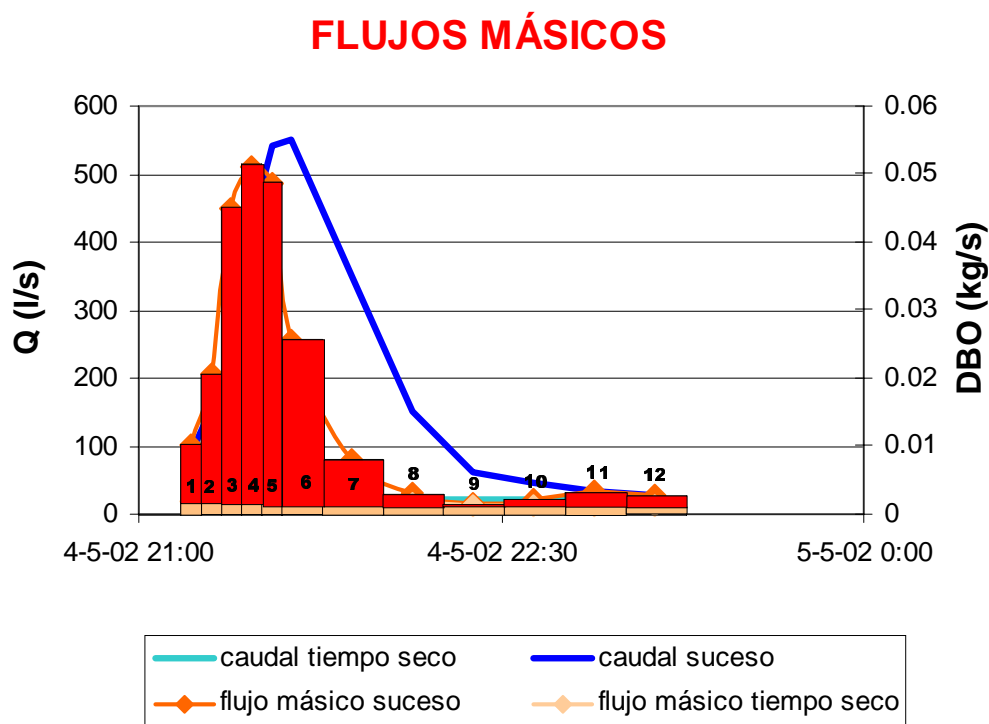


Figura 4-37. Flujos máxicos durante el suceso.

Una vez que se ha realizado el balance de masas el suceso se puede parametrizar. La parametrización consiste en calcular una serie de parámetros representativos del suceso. Estos son:

CMS

Un parámetro que se puede calcular, y que es fundamental a la hora de comparar sucesos, es la concentración media de suceso (CMS). Se define la concentración media de suceso como el cociente entre la masa total de contaminante entre el volumen total de agua. Se trata de hacer una media de las concentraciones ponderada a caudal.

$$CMS = \frac{\text{Masa total de contaminante}}{\text{Volumen total de agua}} = \frac{\sum Q_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum Q_i \cdot \Delta t_i}$$

en donde:

Q_i : caudal instantáneo

C_i : concentración instantánea

Δt_i : incremento de tiempo entre muestras

Concentraciones máximas

La concentración máxima de un determinado contaminante se obtiene a partir de su polutograma.

Flujos másicos instantáneos máximos

El flujo másico instantáneo máximo de un determinado contaminante se obtiene a partir de su flujograma.

Masa movilizada

La masa movilizada por el suceso se obtiene como resultado del balance de masas.

% de masa movilizada correspondiente a escorrentía

Como resultado del balance de masas se obtiene también la masa movilizada por el fenómeno de lluvia. El % de masa movilizada correspondiente a escorrentía se calcula dividiendo la masa movilizada por el fenómeno de lluvia entre la masa movilizada por el suceso.

Carga específica movilizada

Una vez que se conoce la masa correspondiente al suceso se puede calcular la carga específica de la cuenca correspondiente a dicho suceso, es decir, la masa de contaminante por unidad de superficie que se ha movilizó simplemente dividiendo por el área total de la cuenca.

El tener los sucesos parametrizados permite realizar una integración de resultados a nivel de la cuenca y una comparación de los mismos con los obtenidos en otras cuencas.

4.3.5.2. El fenómeno del primer lavado

Thornton y Saul (1986), así como Pearson et al. (1986), definen el primer lavado como el periodo inicial de un suceso de lluvia-escorrentía en el que la concentración de contaminante es significativamente superior a la observada durante las etapas posteriores del aguacero.

De entre los factores que influyen en el primer lavado cabe mencionar (Gupta et al., 1996):

- Hora del día
- Condiciones de tiempo seco
- Duración del periodo de tiempo seco previo
- Magnitud y características del contaminante en tiempo seco.
- Tipo de lluvia

- Características de la red de alcantarillado.
- Forma y área de la cuenca drenante.
- Sedimentos acumulados en la red.

Gupta et al. (1996) estudiaron dos cuencas en el Reino Unido (Greatt Harwood y Clayton-Le-Moors). Las lluvias registradas en esas zonas, junto con los correspondientes polutogramas de escorrentía, permitieron establecer a estos investigadores las máximas concentraciones y flujos contaminantes de SST. En la tabla siguiente pueden observarse estos valores clasificados en función de la intensidad del aguacero y de la época del año.

Tabla 4-2. Concentraciones y flujos contaminantes máximos para varias intensidades de lluvia en diferentes épocas del año (Gupta et al., 1996).

| | Great Harwood | | | | Clayton-Le-Moors | | | |
|-----------------|----------------------|----------|----------------------|----------|---------------------|----------|----------------------|----------|
| | Conc.máx. SST (mg/L) | | Flujo máx. SST (g/s) | | Conc.máx.SST (mg/L) | | Flujo máx. SST (g/s) | |
| Intensidad mm/h | Verano | Invierno | Verano | Invierno | Verano | Invierno | Verano | Invierno |
| > 15 | 1350 | - | 550 | - | 1000 | - | 575 | - |
| 10 – 15 | - | - | - | - | 600 | 500 | 250 | 250 |
| 5 – 10 | 700 | 1400 | 475 | 275 | 400 | 500 | 115 | 115 |
| < 5 | 450 | 900 | 365 | 200 | 200 | 500 | 30 | 80 |

En ambas cuencas los aguaceros superiores a 15 mm/h se producían en verano y tenían periodos de retorno superiores a 4 meses. Por tanto, estos investigadores sugieren que, además de usarse como lluvia de diseño para dimensionamiento hidráulico, también se empleen para el control de la contaminación.

Un método muy sencillo (Griffin, 1980) para estimar si se produce el primer lavado consiste en representar en unos ejes cartesianos el porcentaje de volumen de escorrentía frente al porcentaje de masa de contaminación que ha atravesado la sección de control. Si los puntos se sitúan en una recta de 45° no hay primer lavado. El grado de alejamiento hacia la parte superior izquierda de dicha recta indica el grado de primer lavado existente.

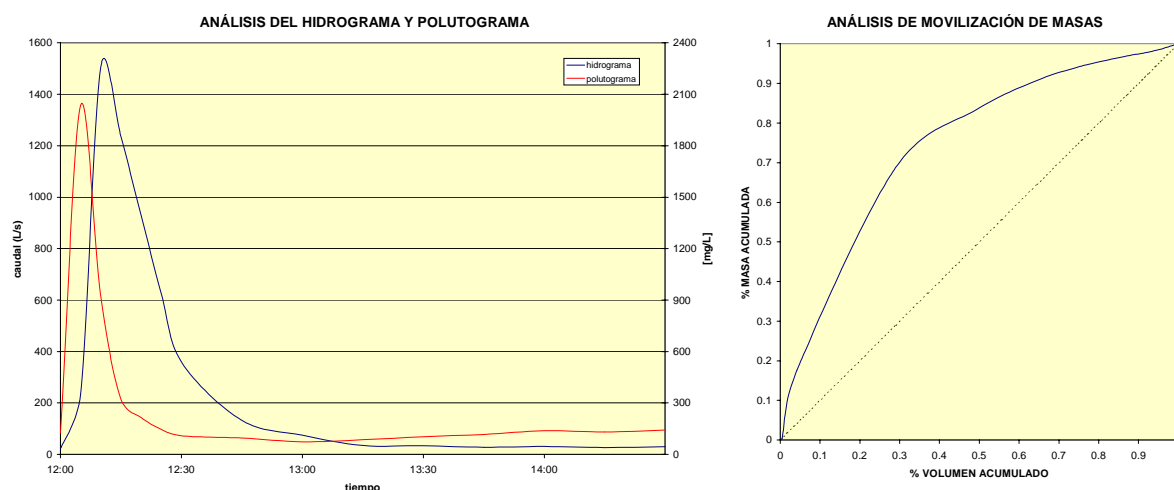


Figura 4-38. *Análisis de movilización de masas de un contaminante con cierto primer lavado.*

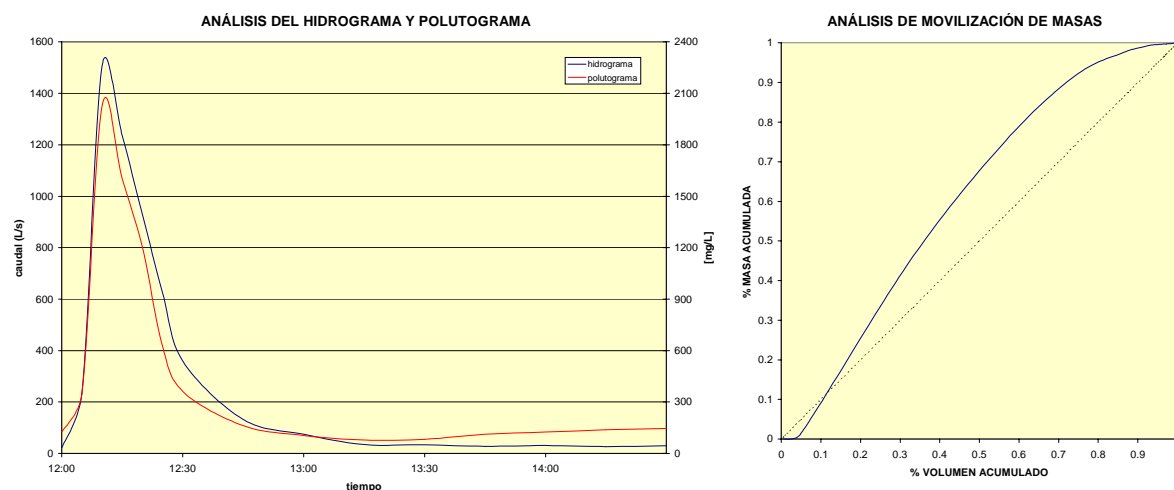


Figura 4-39. *Análisis de movilización de masas de un contaminante sin primer lavado.*

Stahre y Urbonas (1990) sugieren que se produce un primer lavado fuerte cuando el 20% de la escorrentía contiene el 80% de la masa de contaminante.

Esta curva puede ajustarse a una expresión del tipo:

$$Y=X^a$$

En donde:

Y = porcentaje de la carga contaminante.

X = porcentaje del volumen de escorrentía.

El valor de “a” caracteriza el grado de desviación de la curva respecto de la recta situada a 45°. En el siguiente gráfico se puede observar la forma que adopta la curva de movilización de masa en función del valor del coeficiente “a”.

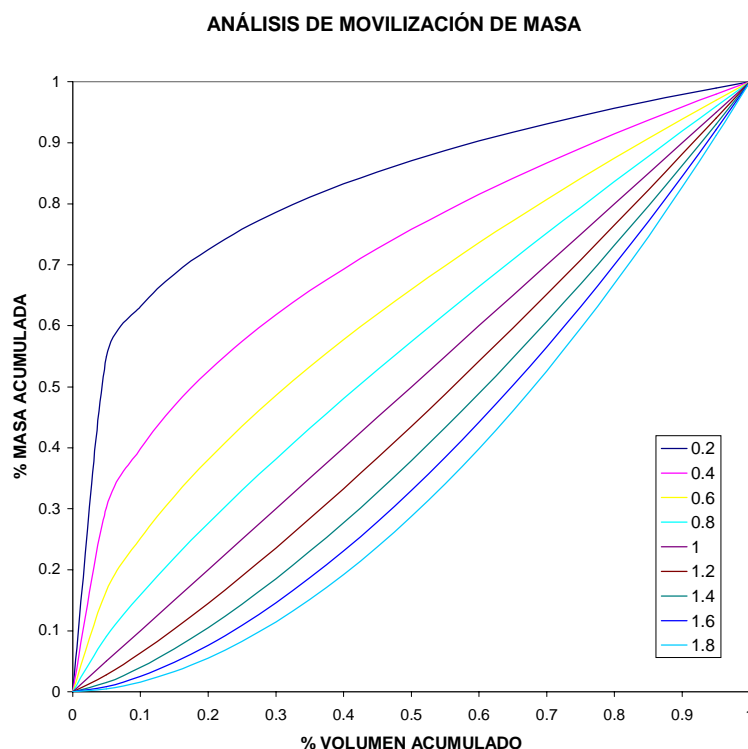


Figura 4-40. Curvas de movilización de masa para distintos valores del coeficiente “a”.

Saget et al. (1996) consideran que se origina primer lavado cuando, al menos, el 80% de la carga contaminante es transferida en el primer 30% del volumen, es decir, $a < 0.185$. Estos autores, a partir del estudio de 80 aguaceros de 7 cuencas separativas y 117 lluvias de 7 cuencas unitarias, elaboraron la tabla siguiente:

Tabla 4-3. Rangos de valores del parámetro “a” (Saget et al., 1996).

| Contaminante | Tipo de alcantarillado | Mínimo | Medio | Máximo | Desviación estándar |
|------------------|------------------------|--------|-------|--------|---------------------|
| SS | Pluviales | 0.152 | 0.769 | 2.023 | 0.307 |
| | Unitario | 0.274 | 0.926 | 1.506 | 0.186 |
| DQO | Pluviales | 0.282 | 0.681 | 1.375 | 0.215 |
| | Unitario | 0.265 | 0.852 | 1.233 | 0.171 |
| DBO ₅ | Pluviales | 0.271 | 0.669 | 1.379 | 0.238 |
| | Unitario | 0.449 | 0.832 | 1.203 | 0.170 |

Esta tabla muestra que hay gran diferencia entre los valores reseñados, lo que indica que hay diferencias entre dos lluvias, es decir, las curvas de una cuenca no pueden sustituirse por una curva media sin una gran pérdida de información.

La mayoría de los parámetros “a” oscilaba, en redes separativas, entre 0.185 y 0.862, y en redes unitarias, entre 0.185 y 1.159. De acuerdo con el criterio antes mencionado, estos autores sólo detectaron primer lavado en un único caso, concluyendo que este fenómeno era poco frecuente en sus cuencas y no debía usarse para elaborar una estrategia de control y tratamiento.

Si el análisis de movilización de masas se realiza con cada uno de los contaminantes, proporciona una información que permite saber si se produce primer lavado, lo cual es fundamental para el diseño de los sistemas de control y tratamiento de reboses. Todos los contaminantes no tienen por qué comportarse del mismo modo y, en función de cómo se comporten los contaminantes que se quieran eliminar, se establecerá la estrategia.

4.3.5.3. Tipo de sucesos

Se establecieron tres tipos de sucesos en función de las cámaras que se veían afectadas como consecuencia del suceso de lluvia. Con objeto de definir una notación coherente, se adoptó la siguiente nomenclatura:

4.3.5.3.1. SUCESO TIPO A

Son los sucesos que únicamente afectan al tanque en línea.

4.3.5.3.2. SUCESO TIPO B

Son los sucesos que afectan tanto al tanque en línea como al tanque fuera de línea de primer lavado, sin llegar a verter al medio receptor.

4.3.5.3.3. SUCESO TIPO C

Son los sucesos que afectan tanto al tanque en línea como al tanque fuera de línea de primer lavado, en los que se llega a verter al medio receptor.

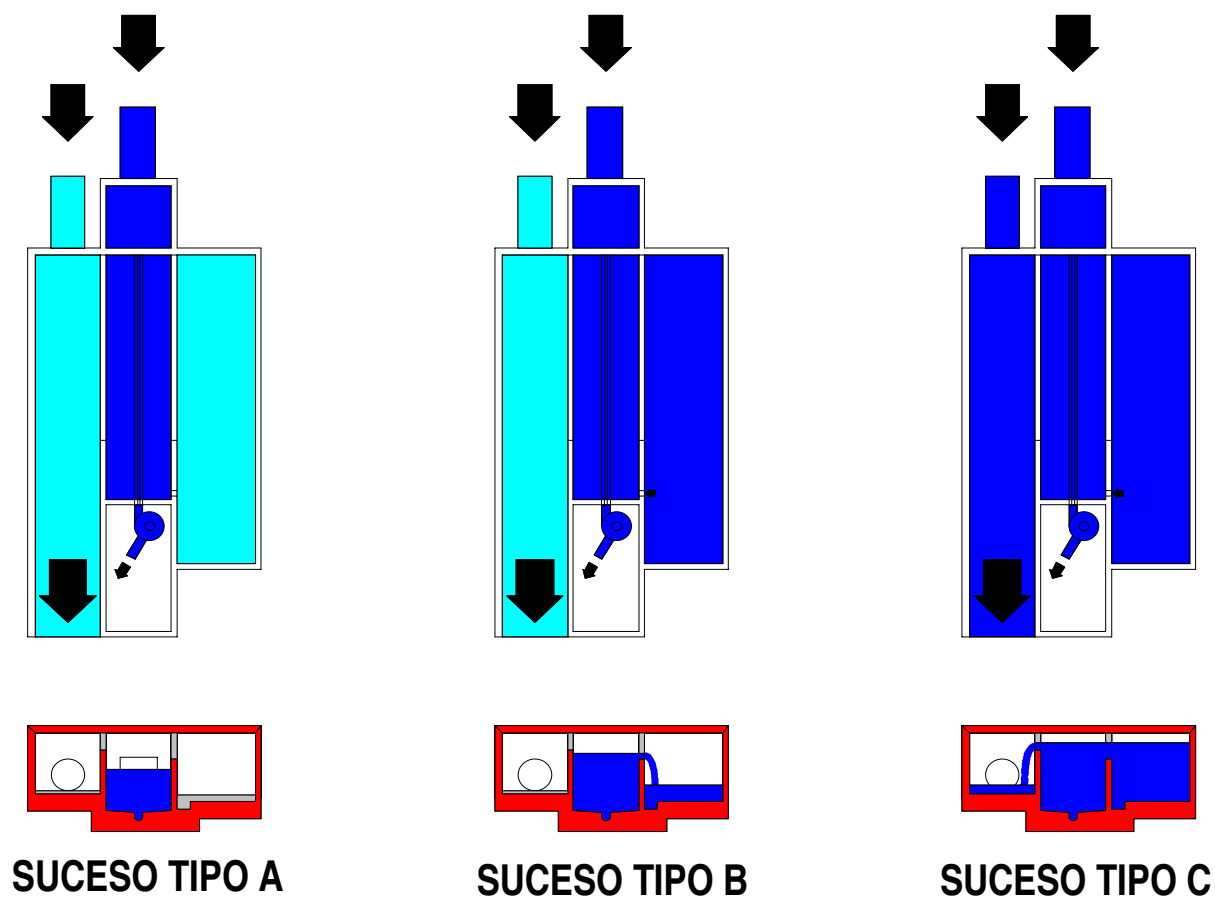


Figura 4-41. Tipos de sucesos.

4.3.5.4. Fichas de suceso

Para presentar los resultados del análisis de los sucesos se siguió un procedimiento de organización y tratamiento de la información que consistió en la elaboración una serie de fichas. En cada uno de los sucesos se estructuró toda la información disponible en cinco fichas que se describen a continuación.

4.3.5.4.1. FICHA A: HIDRÁULICA DEL SUCESO POR SECCIONES

En esta ficha se presentan los resultados de la caracterización hidráulica del suceso. Se representa en una serie de gráficos la precipitación, el caudal de entrada a la estructura, el caudal de salida hacia la EDAR y el caudal que se vierte al medio receptor. Además se muestra, en sendos gráficos, los niveles y los volúmenes almacenados en el depósito en línea y en el depósito fuera de línea, durante el suceso. Acompañando a los gráficos aparecen varias tablas: la primera, con información general sobre la cuenca; la segunda, con los parámetros característicos de la precipitación que ocasiona el suceso; la tercera, con los volúmenes; y la cuarta, con los caudales del suceso en el intervalo muestreado.

Información general de la cuenca:

- Ciudad

- Cuenca
- Sección de control
- Población
- Tipo de red
- Área
- Tipo de tejados
- Actividades
- Industria
- Vertidos industriales
- Calles

Parámetros característicos de la precipitación:

- Días de tiempo seco precedente
- Precipitación total
- Día y hora de inicio
- Día y hora de finalización
- Duración
- Intensidad media
- Hora de máxima precipitación
- Máxima precipitación
- Día y hora de inicio del hidrograma
- Día y hora de finalización del hidrograma

Volúmenes del suceso durante el intervalo muestreado:

- Volumen total
- Volumen asignado a tiempo seco
- Volumen asignado a escorrentía
- % volumen escorrentía/volumen total

Caudales del suceso durante el intervalo muestreado:

- Caudales máximo, mínimo y medio y coeficiente punta en la entrada
- Caudales máximo, mínimo y medio y coeficiente punta en la salida hacia depuradora
- Caudales máximo, mínimo y medio y coeficiente punta en el rebose

4.3.5.4.2.FICHA B: CONTAMINACIÓN EN CONTÍNUO

En esta segunda ficha se representan los valores de temperatura, pH y conductividad registrados por la sonda multiparamétrica durante el suceso. Además, se comparan los valores de pH y conductividad, medidos en el laboratorio sobre las muestras tomadas durante el suceso, con los registrados por la sonda multiparamétrica. Se incluye también una tabla con los valores máximo, mínimo y medio de los registros de temperatura, pH y conductividad de la sonda multiparamétrica durante el suceso.

Se muestran, además, los datos básicos de identificación del suceso y sus parámetros característicos, es decir:

- Año
- Mes
- Tipo de suceso
- Tipo de muestras
- Intervalo de tiempo entre muestras
- Día y hora de comienzo del muestreo
- Día y hora de finalización del muestreo
- Número de muestras capturadas en TM1
- Número de muestras capturadas en TM2
- Número de muestras capturadas en TM3
- Número de muestras capturadas en TM4
- Número de muestras capturadas en total
- Número de muestras analizadas
- Número de muestras útiles para la parametrización
- Día y hora de comienzo del balance de masas

- Día y hora de finalización del balance de masas

4.3.5.4.3.FICHA C: CONTAMINACIÓN DEL SUCESO POR SECCIONES

La FICHA C se divide en varias subfichas. En éstas se representan los resultados de los análisis realizados en laboratorio sobre las muestras tomadas en cada una de las secciones; dichos resultados se acompañan con tablas en las que aparecen los valores máximo, mínimo y medio y la concentración media de suceso, para cada contaminante.

4.3.5.4.4.FICHA D: ANÁLISIS DE MOVILIZACIÓN DE MASAS

En la FICHA D se muestran los resultados del análisis de movilización de masas durante el suceso. Con los datos de los análisis de las muestras capturadas por el tomamuestras TM3 (sección de entrada), se obtienen las curvas normalizadas de movilización de masas durante el suceso. Se determina el coeficiente “a”, que caracteriza cada contaminante, y se calcula la masa de contaminante por hectárea que moviliza el suceso. Estos resultados para cada contaminante, junto con la masa de contaminante asociadas a la escorrentía, la asociada a las aguas residuales y el porcentaje de masa que le corresponde al suceso de escorrentía, se presentan en una tabla.

4.3.5.4.5.FICHA E: COMPARACIÓN DE SECCIONES POR CONTAMINANTES

En la FICHA E se hace una comparación gráfica de los resultados de los análisis en cada una de las secciones, para los siguientes contaminantes: DBO₅, DQO, carbono total, amonio, sólidos en suspensión totales, sólidos en suspensión volátiles y sólidos en suspensión fijos.

4.4. MODELIZACIÓN

Para realizar la modelización de la cuenca y del sistema de alcantarillado se ha utilizado el SWMM, empleándose el PEST para su calibración.

El SWMM, como muchos otros modelos, requiere datos de cuatro tipos:

- Datos fijos: son los datos que definen el sistema. Ejemplo: WAREA (área de la subcuenca).
- Parámetros del sistema: son las propiedades del sistema. Los modelos tienen muchos parámetros, que pertenecen a los distintos atributos del sistema y que condicionan su respuesta frente a una excitación. Ejemplo: WW(5) (rugosidad de Manning del área impermeable).
- Excitaciones: son las que conducen el sistema. Ejemplo: RAIN (intensidad de lluvia).
- Datos de control: son los datos que se proporcionan para establecer los métodos que se van a aplicar para obtener la solución numérica de las ecuaciones. Ejemplo: INFILM (elección de la ecuación de infiltración).

El propósito de los modelos es hacer predicciones de la respuesta de los sistemas ante ciertas excitaciones. El SWMM realiza la predicción del caudal y de la contaminación en cualquier punto de la red, en respuesta a una determinada lluvia. Pero, para que dicha predicción sea fiable, el modelo debe ser calibrado con datos medidos en campo. Para esta función se ha utilizado el PEST.

El PEST es un programa que sirve para calcular los valores óptimos de parámetros no lineales.

A continuación se describen más en detalle estos dos programas.

4.4.1. SWMM

4.4.1.1. Introducción

El “Storm Water Management Model” (SWMM) es un modelo matemático para la simulación de la hidráulica y contaminación del agua a través de sistemas de alcantarillado unitarios y separativos (Huber, W. C.; 1988). Simula todos los aspectos de los ciclos hidrológicos y de contaminación, que comprenden la escorrentía superficial y subterránea, el transporte a través de la red de drenaje, su almacenamiento y su tratamiento.

El SWMM puede utilizarse como modelo de planificación o como modelo de diseño. Los modelos de planificación se utilizan para asentar de forma global de los problemas de la escorrentía urbana así como para estimar la efectividad y los costes de una posible mejora. Se caracteriza por escalones de tiempo relativamente largos (horas) y tiempos de simulación largos (meses y años), es decir, simulación continua. Se requieren pocos datos y su complejidad matemática es baja. El modelo de planificación puede utilizarse para identificar los sucesos hidrológicos que sean de especial interés para el diseño u otros propósitos, los cuales serán después analizados en detalle utilizando un modelo de diseño.

El SWMM puede utilizarse también como modelo de diseño orientado hacia una simulación detallada de un único suceso de lluvia, proporcionando una descripción completa de la circulación de caudales y contaminantes, desde el momento en el que cae la lluvia, se introduce y circula a través del sistema de alcantarillado y llega hasta el medio receptor. Como tal, puede ser útil para la predicción de caudales y concentraciones de contaminantes en cualquier punto en el sistema de alcantarillado e ilustrar, de forma exacta y detallada, la manera en que las opciones de diseño le afectarán. Este modelo es una herramienta muy útil para determinar las intervenciones más adecuadas para resolver los problemas de inundaciones y contaminación en áreas urbanas. El modelo de diseño se utiliza generalmente para la simulación de un suceso de lluvia único, y se caracteriza por escalones de tiempo cortos (minutos) y duraciones de la simulación cortas (horas). Los datos que se requieren pueden ser desde moderados hasta muy extensos, dependiendo del uso particular que se le dé al modelo.

Otra aplicación del SWMM es como modelo de funcionamiento real. Los modelos de funcionamiento se utilizan para tomar decisiones de control en tiempo real durante los sucesos de lluvia. Los datos de la lluvia se introducen al programa desde las

estaciones telecomandadas, y el modelo se utiliza para predecir la respuesta del sistema a corto plazo.

Considerando el objetivo del estudio, puede ser interesante obtener como resultado los hidrogramas y polutogramas (concentraciones frente a tiempo) con un detalle temporal y espacial, o simplemente los efectos totales (tales como la cantidad de contaminantes vertidos por una determinada tormenta). Por este motivo el SWMM presenta los resultados de caudales y concentraciones de contaminantes frente al tiempo y los resúmenes de los totales de la simulación diarios, mensuales, anuales y totales (para simulación continua).

El modelo está formado por una serie de bloques. Su estructura se puede ver en el siguiente esquema:

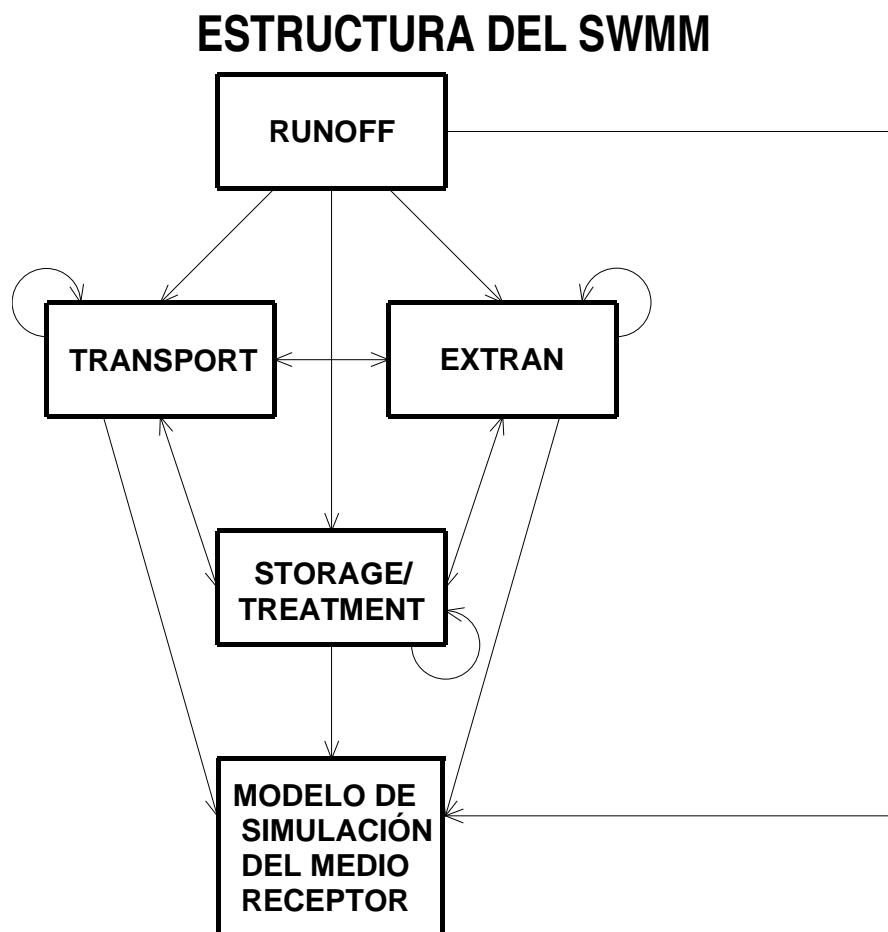


Figura 4-42. Estructura del SWMM.

El bloque Runoff genera la escorrentía superficial y subterránea basándose en hidrogramas de lluvia arbitrarios, condiciones iniciales, usos de suelo y topografía. Los bloques Transport y Extran conducen los caudales y contaminantes a través de la red de alcantarillado. Por último, el bloque Storage/Treatment simula los efectos de los dispositivos de control y tratamiento de reboses en cuanto a caudales y a contaminación.

El SWMM no incluye un modelo del medio receptor. Sin embargo, los resultados obtenidos en otros bloques pueden ser introducidos en modelos como el WASP y el DYNHYD.

Cada bloque tiene unas restricciones diferentes en cuanto al número y tipo de contaminantes que se pueden simular. La elección de los contaminantes simulados es arbitraria para cada bloque. El bloque Extran es el único que no simula contaminación.

Además de estos cuatro bloques computacionales el programa consta de un bloque ejecutivo y cinco bloques de servicio (bloque Statistics, bloque Graph, bloque Combine, bloque Rain y bloque Temp). Las relaciones entre los distintos bloques puede observarse en el siguiente diagrama:

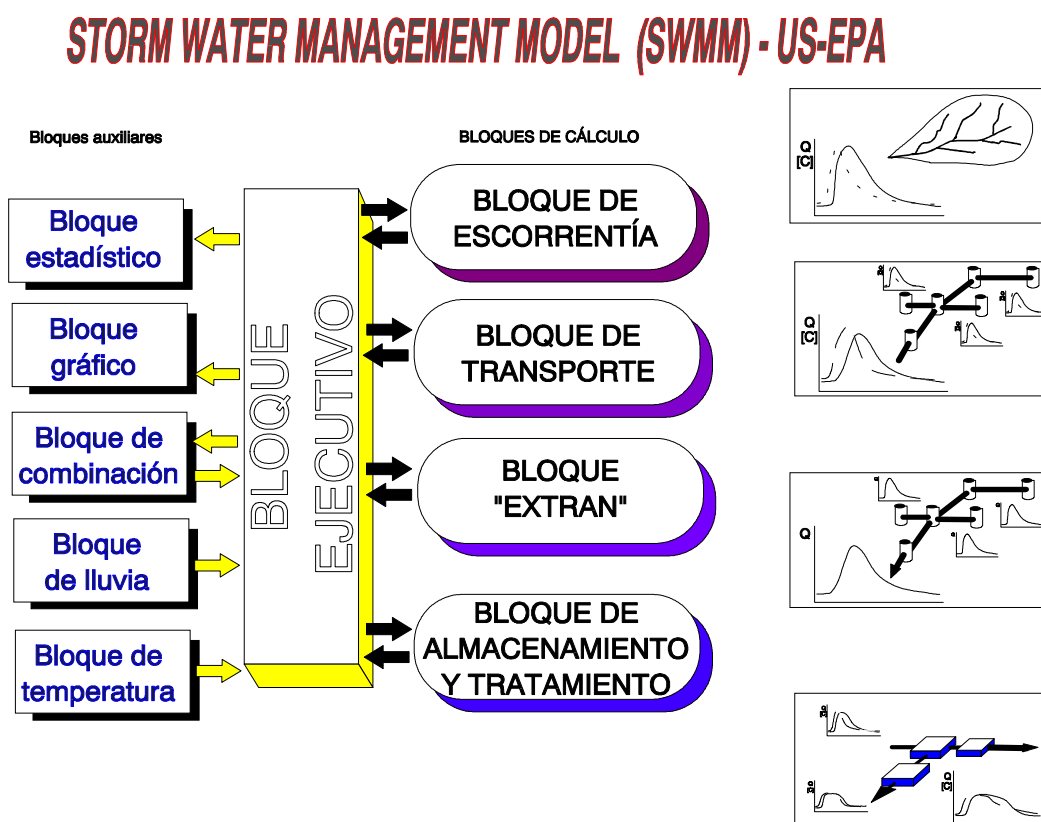


Figura 4-43. Relaciones entre los distintos bloques del SWMM.

El bloque ejecutivo es el que determina el orden en el que se ejecutan los distintos bloques. Todas las transferencias entre los distintos bloques computacionales y de servicio pasan por el bloque Executive.

Los datos que se requieren para la utilización del SWMM son numerosos. Sin embargo, el SWMM es suficientemente flexible como para que se puedan hacer distintas aproximaciones a la modelización de una misma área, de forma que una decisión específica e individual aguas arriba en la cuenca tenga un pequeño efecto en los resultados predichos en la sección de salida.

Aunque muchos de los parámetros que se utilizan en la modelización con el SWMM tienen sentido físico, se requiere siempre un posterior ajuste de dichos parámetros,

para que el modelo reproduzca realmente el comportamiento de la cuenca y la red de alcantarillado.

En consecuencia, es esencial que se haga una calibración y validación local del modelo para dotar de credibilidad a las predicciones que resulten de la aplicación del mismo. La calibración consiste en el ajuste de los parámetros del modelo utilizando una serie de datos. La validación consiste en comprobar los resultados que se obtienen con el modelo ya calibrado, para una serie de datos independientes.

Los datos de calibración y validación se presentan normalmente en forma de medidas de caudales y concentraciones de contaminantes en la sección aguas abajo.

El SWMM tiene suficientes parámetros de ajuste como para que el proceso de calibración con datos medidos se lleve a cabo sin dificultad.

Por otra parte, el SWMM permite utilizar tanto el sistema métrico como el sistema americano de unidades para la introducción de datos y la salida de resultados. Sin embargo, en los bloques Runoff y Transport el programa realiza todos los cálculos en el sistema americano.

A continuación se procede a explicar brevemente los bloques RUNOFF y TRANSPORT, sobre todo en los aspectos relacionados con contaminación.

4.4.1.2. Bloque RUNOFF

El bloque RUNOFF simula la transformación de lluvia en escorrentía. Sirve para simular los fenómenos hidráulicos y de contaminación de la escorrentía en una cuenca de drenaje, y la circulación de caudales y contaminantes hacia las redes de alcantarillado principales. Este bloque permite simular la acumulación de contaminación en la superficie de las cuencas y su posterior resuspensión y arrastre. Calcula los hidrogramas y polutogramas de salida de las subcuencas que entrarán en los colectores de la red principal de alcantarillado.

Se discretiza la cuenca mediante un agregado de subcuencas ideales y colectores secundarios. Se consideran colectores secundarios a los de diámetros más pequeños que no forman parte de la red principal.

Cada subcuenca se conceptualiza como un plano inclinado que drena a la red, y queda definido por su área, pendiente, porcentaje de superficie impermeable, coeficiente de rugosidad de Manning, anchura conceptual, almacenamiento en superficie y parámetros de infiltración. El bloque utiliza un modelo determinista conceptual: el modelo de depósito no lineal.

En los colectores secundarios se considera movimiento uniforme y permanente mediante la ecuación de Manning.

El programa acepta un hietograma arbitrario y hace un recuento paso a paso de las pérdidas por infiltración en las áreas permeables, la detención en superficie, la escorrentía sobre el terreno, los caudales en las conducciones, y los contaminantes

que entran en el alcantarillado, calculando los hidrogramas y polutogramas de un número determinado de entradas al sistema.

El bloque RUNOFF necesita tres tipos de datos distintos: datos meteorológicos, datos hidrológicos de la cuenca y datos de contaminación de la cuenca.

Datos meteorológicos

Los datos de precipitación se obtienen normalmente a partir del registro de los pluviómetros que existen en la zona (el SWMM permite la introducción de datos de hasta 10 pluviómetros). De no existir pluviómetro se puede recurrir a los datos registrados en la estación meteorológica más próxima. Para la simulación de un suceso aislado se pueden utilizar las lluvias de diseño sintéticas en lugar de los registros históricos.

Cuando se simulan fenómenos de deshielo son necesarios también los datos de temperatura del aire y velocidad del viento, que se obtienen del registro de la estación meteorológica más próxima.

Los datos de evaporación pueden obtenerse normalmente de los resúmenes climatológicos de la cuenca.

Datos hidrológicos de la cuenca

Los datos hidrológicos de la cuenca se obtienen a partir de mapas topográficos, fotos aéreas y planos del sistema de alcantarillado. Estos mapas o planos se pueden solicitar en el ayuntamiento o en la empresa que gestione la red de alcantarillado. Existe una gran variedad en la calidad de esta información. Hay ayuntamientos que disponen de mapas topográficos a escalas adecuadas y las redes de saneamiento cartografiadas en planos actualizados, mientras que hay otros que carecen de cartografía y cuyos planos de saneamiento no representan fielmente la red actual. En tal caso es recomendable completar la información con trabajo de campo.

Datos de contaminación de la cuenca

Los datos requeridos para formular los polutogramas son los más controvertidos de todos los datos de entrada del SWMM. En relación a esto se puede afirmar en que, a menos que se haya realizado una campaña de muestreo de la escorrentía superficial, la credibilidad de los resultados de contaminación obtenidos es dudosa.

El bloque Runoff tiene tres tiempos de paso: tiempo de paso en tiempo de lluvia (WET), tiempo de paso de transición entre tiempo de lluvia y tiempo seco (WETDRY) y tiempo de paso en tiempo seco (DRY). El tiempo de paso en tiempo de lluvia debe ser menor o igual que el intervalo de registros de los datos del pluviómetro, para que la información no se pierda al tener que promediar. El tiempo de paso en tiempo de lluvia se utiliza cuando hay precipitación en alguna de las subcuencas. El tiempo de paso de transición se utiliza cuando no hay precipitación en ninguna subcuenca, pero sí queda agua almacenada en superficie. El tiempo de paso en tiempo seco se utiliza cuando no hay precipitación ni almacenamiento en superficie. Los tiempos de paso deben ser menores para periodos de cambio rápido, durante la precipitación, y

mayores para periodos de cambio lento, cuando no hay precipitación. El objetivo de definir estos tres tipos de tiempo de paso es alcanzar un sustancial ahorro de tiempo, sobre todo para las simulaciones largas, sin perder precisión en los periodos de lluvia que, obviamente, son los que más interesan.

Sin duda, los datos de lluvia son el grupo más importante de datos hidrológicos requeridos por el SWMM. Se requiere un hietograma de intensidad de lluvia frente al tiempo para el periodo de simulación. Hay varias opciones que ya se han comentado: utilizar los datos de uno o varios pluviómetros que se hayan colocado en la zona, utilizar los datos de la estación meteorológica más cercana o utilizar lluvias sintéticas.

Se requiere, además, un índice medio de evaporación mensual para el/los mes/es durante los cuales transcurra la simulación. Aunque la simulación de sucesos simples es normalmente insensible al índice de evaporación, esto no es así en la simulación continua.

La discretización de la cuenca tiene como objetivo la abstracción matemática del sistema de alcantarillado físico, que comienza con la identificación de los límites de las subcuencas, utilizando mapas topográficos y continúa con la jerarquización de la red de saneamiento, distinguiendo los conductos principales que se modelizarán con el bloque TRANSPORT y aquellos secundarios que se incluirán en el bloque RUNOFF. Por lo tanto, la cuenca se representa conceptualmente como una red de elementos hidráulicos: subcuencas y conducciones secundarias. Las propiedades hidráulicas de cada elemento se caracterizan mediante varios parámetros, tales como dimensiones, pendiente y coeficiente de rugosidad.

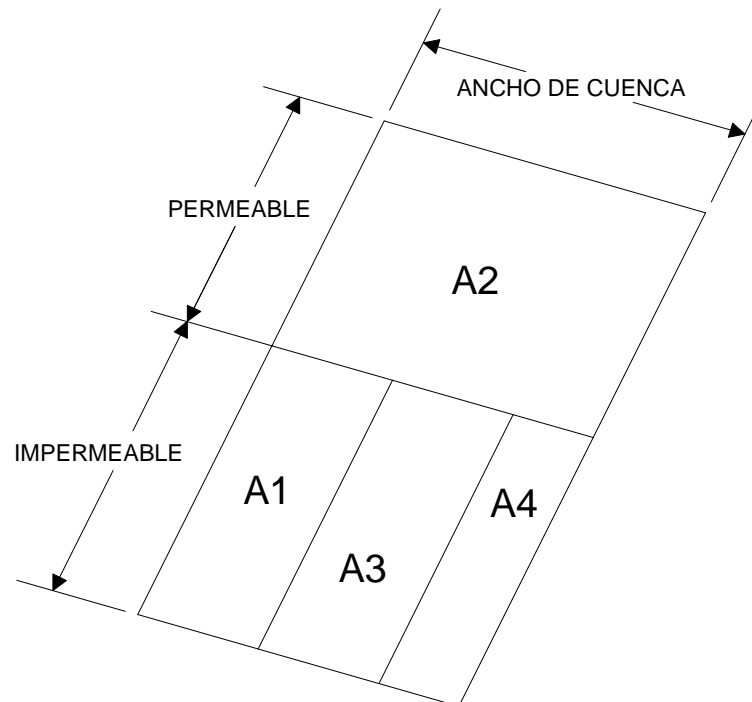
Para la circulación de caudales en los citados conductos secundarios se utiliza, igual que en el caso de las subcuencas, el método de depósito no lineal. En el bloque RUNOFF se pueden simular tres formas de conductos: canales trapezoidales, canales parabólicos y tubos circulares. Para todos ellos se utiliza la ecuación de Manning. Se pueden simular también estructuras de control tipo aliviaderos u orificios.

Las subcuencas reciben la lluvia, restan las pérdidas debidas a la evaporación y la infiltración, y permiten un almacenamiento superficial en el que se contempla la formación de charcos y otras retenciones superficiales.

Las subcuencas representan áreas de escorrentía idealizadas con pendiente uniforme. Los parámetros tales como coeficientes de rugosidad, almacenamiento en las depresiones de la subcuenca y valores de infiltración, se consideran constantes para cada una de ellas, adoptándose como valores medios. Sin embargo, sí se hace diferenciación entre área impermeable y permeable dentro de una misma subcuenca.

Cada subcuenca se esquematiza como se muestra en la figura 4-44 utilizándose cuatro subáreas para representar las diferentes propiedades de la superficie. La pendiente de la subcuenca idealizada se mide en la dirección perpendicular al ancho. Se considera que la escorrentía de cada subcuenca se mueve directamente hacia el pozo de vertido, y no pasa a otra subcuenca. El ancho de la subárea permeable A2 es el ancho completo de la subcuenca, mientras que los anchos de

las subáreas impermeables A1, A3 y A4, son proporcionales a la relación entre sus superficies y la superficie de la subcuenca impermeable.



A1 = AREA IMPERMEABLE CON ALMACENAMIENTO SUPERFICIAL

A2 = AREA PERMEABLE

A3 = AREA IMPERMEABLE SIN ALMACENAMIENTO SUPERFICIAL

A4 = AREA IMPERMEABLE CON CUBIERTA DE NIEVE

Figura 4-44. Esquemmatización de las subcuencas.

Es evidente que las subcuencas reales no tienen una geometría rectangular uniforme como la mostrada en la figura 4-44. En términos de circulación de caudal todas las propiedades geométricas son meramente parámetros, y no se asumen formas inherentes en la técnica de almacenamiento no lineal. Sin embargo, en términos de selección de parámetros la geometría conceptual de la figura es útil porque ayuda a explicar la circulación de caudales.

Para el cálculo de los caudales que se generan en las subcuencas se utiliza el método de depósito no lineal, en el que el caudal se determina a partir de la siguiente formulación:

$$Q = W \cdot \frac{1.49}{n} \cdot (d - d_p)^{5/3} \cdot S^{1/2}$$

siendo:

Q: caudal de salida del área o subcuenca

W: ancho de la subcuenca

n : coeficiente de rugosidad de Manning

d : profundidad del agua

d_p : profundidad del almacenamiento

S : pendiente

El ancho y la pendiente se definen para toda la subcuenca mientras que, en el caso del coeficiente de rugosidad de Manning y la profundidad de almacenamiento, se definen valores distintos para la zona impermeable y la permeable.

En el siguiente esquema se observa la representación del método de depósito no lineal.

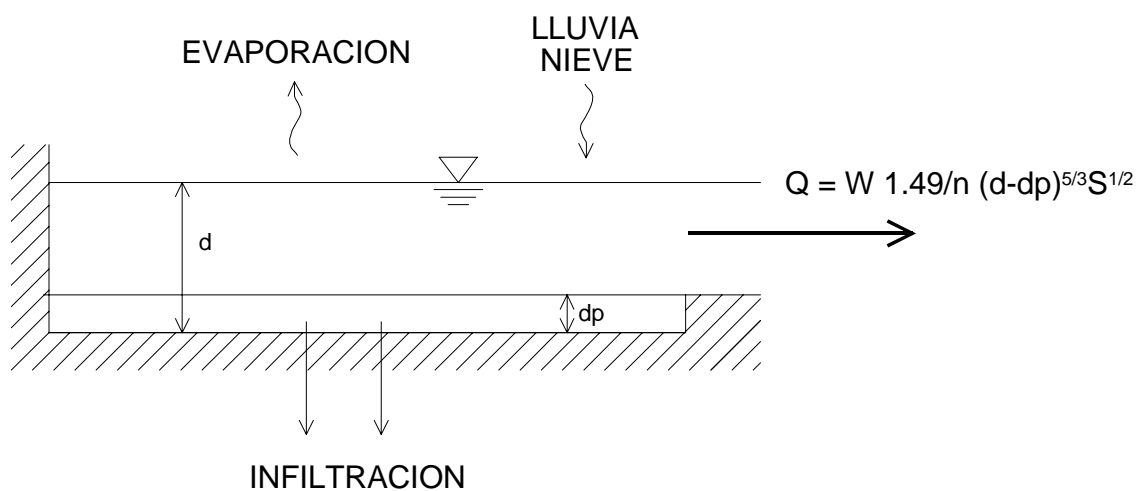


Figura 4-45. Representación de la subcuenca como modelo de depósito no lineal.

Si se considera una cuenca idealizada rectangular, tal y como se representa en la figura 4-44, el ancho de la propia cuenca es el ancho físico de la escorrentía. Como las cuencas reales no son rectangulares, simétricas y uniformes, es necesario adoptar algún procedimiento para obtener dicho ancho. Esta propiedad de la cuenca es importante porque si se fija la pendiente y la rugosidad, el ancho puede utilizarse para alterar la forma del hidrograma. Una buena estimación de la anchura de la cuenca puede obtenerse determinando primero la máxima longitud que recorre la escorrentía sobre la cuenca y dividiendo el área de la cuenca por esta longitud.

El área de las distintas subcuencas de drenaje puede medirse en un mapa topográfico una vez se hayan definido éstas. No existe límite superior ni inferior para el tamaño de las subcuencas en este modelo. Sin embargo, las subcuencas se deben elegir de forma que sean sensiblemente uniformes en cuanto a pendiente, uso de suelo, etc., para que la estimación de sus parámetros sea más sencilla.

El porcentaje de impermeabilidad de una subcuenca es otro parámetro que puede medirse con mayor o menor exactitud a partir de fotos aéreas y mapas de usos del suelo.

La pendiente de la subcuenca debe reflejar la media a lo largo del camino recorrido por la escorrentía, hasta que entra en el sistema de alcantarillado. La forma más sencilla de calcularla consiste en dividir la diferencia de cota por el camino recorrido.

El valor del coeficiente de rugosidad de Manning para la escorrentía no se puede determinar de forma tan precisa como para las tuberías o los canales. El motivo es la considerable variabilidad en las superficies de los suelos. Sin embargo, en el manual del SWMM se presentan algunos valores de referencia.

El almacenamiento en superficie es el volumen que debe rellenarse antes de que se produzca la escorrentía, tanto en las zonas impermeables como en las permeables. Representa una pérdida inicial causada por fenómenos tales como los charcos, la humedad superficial, la interceptación y la evaporación. El agua almacenada en superficie está sujeta a la infiltración y evaporación en las zonas permeables y sólo a la evaporación en las zonas impermeables. El SWMM permite definir un valor de almacenamiento para las zonas permeables y otro para las zonas impermeables. Este parámetro puede ser utilizado como parámetro de calibración, en particular para ajustar el volumen de la escorrentía.

La infiltración de las zonas permeables se puede calcular mediante la ecuación de Horton, o bien con la ecuación de Green-Ampt.

La capacidad de infiltración en función del tiempo fue definida por Horton mediante la siguiente ecuación:

$$f_p = f_c + (f_0 - f_c) \cdot e^{-kt}$$

donde:

f_p : el volumen infiltrado por el suelo

f_c : mínimo o valor límite de f_p

f_0 : máximo o valor inicial de f_p

t : tiempo desde el comienzo de la lluvia

k : coeficiente de pérdida (agotamiento)

Aunque la ecuación de infiltración de Horton es, probablemente, la más estudiada de todas las ecuaciones de infiltración existentes, no se dispone de demasiada información acerca de los valores de los parámetros f_0 y k , para una determinada aplicación. Ya que los valores de f_0 , f_c y k dependen del suelo, vegetación y humedad inicial del suelo, lo ideal es estimarlos utilizando resultados de ensayos de campo, en diversos puntos de la cuenca, para distintas condiciones. Si esto no es viable, se pueden utilizar los valores recomendados en el manual del SWMM.

La segunda opción de infiltración, que ofrece el SWMM, es la ecuación de Green-Ampt la cual, aunque no ha sido tan estudiada como la ecuación de Horton, presenta la ventaja de que los parámetros tienen una base física y, en principio, pueden determinarse a priori. La formulación de Mein-Larson de la ecuación de Green-Ampt

es un modelo de dos pasos: el primer paso predice el volumen de agua F_s que se infiltrará antes de que la superficie se sature; el segundo paso predice la capacidad de infiltración f_p mediante la ecuación de Green-Ampt.

Entonces:

$$\text{para } F < F_s : f = i \text{ y } F_s = \frac{S_u \cdot \text{IMD}}{\frac{i}{K_s} - 1} \text{ para } i > K_s$$

$$F_s \text{ no se calcula para } i < K_s$$

$$\text{para } F \geq F_s : f = f_p \text{ y } f_p = K_s \cdot \left(1 + \frac{S_u \cdot \text{IMD}}{F}\right)$$

donde:

f : valor de la infiltración

f_p : capacidad de infiltración

i : intensidad de lluvia

F : volumen de infiltración acumulado

F_s : volumen de infiltración acumulado requerido para que se produzca la saturación de la superficie

S_u : capilaridad media de succión en el frente húmedo

IMD: déficit de humedad inicial

K_s : conductividad hidráulica del suelo saturado

De esta forma, la infiltración esta relacionada con el volumen de agua infiltrado y con las condiciones de humedad en la superficie del suelo. Como en la ecuación de Horton, la ecuación de infiltración de Green-Ampt requiere la estimación de tres parámetros. De nuevo la estimación de parámetros basada en datos de campo sería lo deseable. Si no es así, se pueden utilizar los valores recomendados en el manual del SWMM.

Es deseable que la cuenca total se represente por el menor número de subcuencas posible, consistentemente con las necesidades de la precisión hidráulica que requiera la modelización. En simulación continua, el manual del SWMM no aconseja utilizar más de 30 subcuencas.

El SWMM permite la circulación de caudales subterráneos, para lo cual el suelo se divide en dos capas: una superior no saturada y otra inferior saturada. El caudal que circula por el subsuelo es el procedente de la infiltración.

El caudal que fluye de la zona no saturada a la saturada se calcula mediante la ecuación de percolación. La única pérdida de agua que se produce en la zona no saturada es por evapotranspiración.

Las pérdidas que se producen en la zona saturada se producen por percolación a las capas más profundas, la evapotranspiración de la zona saturada y el caudal subterráneo que se infiltra en el alcantarillado. Este caudal subterráneo de infiltración será función del nivel freático y del nivel de agua en el conducto en el que se infiltra. El SWMM considera que el agua infiltrada no está contaminada. Por lo tanto, si se infiltra de nuevo en el sistema provocará una dilución de la contaminación aguas abajo. Si no se simula la circulación de caudales subterráneos se asume que el agua infiltrada desaparece definitivamente del sistema.

La simulación de la contaminación de la escorrentía urbana es una ciencia, si es que se puede denominar así, muy inexacta. Engloba dos mecanismos que son: la acumulación de contaminantes en las superficies del suelo, y el lavado de los mismos durante los sucesos de lluvia.

El mecanismo real de acumulación de contaminantes depende de factores como el viento, el tráfico, la contaminación atmosférica, el uso del suelo, la erosión, la limpieza de las calles y otros imponderables. Aunque en el SWMM se ha hecho un esfuerzo en incluir tales factores en las ecuaciones, sería irreal suponer que se pueden representar con suficiente exactitud como para poder determinar a priori la cantidad de contaminación en la superficie de la cuenca al principio de un suceso.

Igual de absurda es la idea de que las ecuaciones de lavado empíricas representan con total exactitud los procesos hidrodinámicos complejos que tienen lugar cuando la escorrentía circula a su antojo sobre la superficie de la cuenca.

El bloque RUNOFF es el origen de la contaminación. Aunque en el bloque TRANSPORT se pueden incluir los efectos del caudal de aguas residuales de tiempo seco, la deposición y resuspensión que se produce en los conductos del alcantarillado e incluso una cierta eliminación, la generación de contaminación por sí misma sólo se puede simular en el bloque RUNOFF.

Varios mecanismos son responsables de la generación de contaminación en la escorrentía, pero los fundamentales son la acumulación y el lavado. En las zonas impermeables de la cuenca se asume normalmente que durante los días de tiempo seco previos a un suceso de lluvia se acumula en la superficie del suelo una contaminación adicional. Esta acumulación puede, o no, ser función del tiempo y de factores como el tráfico, la contaminación atmosférica y la limpieza de las calles. Con la lluvia esta contaminación acumulada es lavada y conducida hacia el sistema de alcantarillado.

El SWMM proporciona tres opciones para simular la acumulación de suciedad en la superficie de las subcuencas:

- Lineal-potencial

$$DD = DDFACT \cdot t^{DDPOW}$$
$$DD \leq DDLIM$$

- Exponencial

$$DD = DDLIM \cdot (1 - e^{-DDPOW \cdot t})$$

- Michaelis-Menton

$$DD = \frac{DDLIM \cdot t}{DDFACT + t}$$

siendo:

DD: masa de suciedad acumulada en la superficie

DDLIM, DDFACT, DDPOW: coeficientes del modelo

t: tiempo

Las funciones exponencial y de Michaelis-Menton tienen, claramente, asíntotas o límites superiores definidos, mientras que la forma lineal-potencial admite la imposición de un límite superior, si se desea. La cantidad de suciedad puede medirse por superficie de cuenca o por longitud de cuneta.

Para un contaminante dado, la cantidad de contaminante acumulada en la superficie de la cuenca puede calcularse como una fracción de la cantidad de suciedad o individualmente para ese contaminante. Si se utiliza la primera opción el valor de la acumulación de ese contaminante dependerá del factor elegido y del modelo utilizado para la acumulación de la suciedad en cada uso de suelo, es decir, la acumulación de contaminante variará con el uso de suelo. Si se emplea la segunda opción, la función de acumulación de contaminante será la misma para todos los usos de suelo pudiéndose elegir entre las siguientes opciones:

- Lineal-potencial

$$\begin{aligned} PSHED &= QFACT(3) \cdot t^{QFACT(2)} \\ PSHED &\leq QFACT(1) \end{aligned}$$

- Exponencial

$$PSHED = QFACT(1) \cdot (1 - e^{-QFACT(2) \cdot t})$$

- Michaelis-Menton

$$PSHED = \frac{QFACT(1) \cdot t}{QFACT(3) + t}$$

siendo:

PSHED: cantidad de contaminante

QFACT(1), QFACT(2), QFACT(3): coeficientes del modelo

t: tiempo

De nuevo las funciones exponencial y de Michaelis-Menton tienen claramente asíntotas o límites superiores definidos mientras que la forma lineal-potencial admite la imposición de un límite superior si se desea. La cantidad de contaminación también se mide en este caso por superficie de cuenca o por longitud de cuneta.

El lavado es el proceso de erosión o disolución de contaminantes de la superficie de una subcuenca durante un periodo de escorrentía. El SWMM utiliza dos métodos distintos para calcular el lavado de contaminantes que se acumulan en la superficie de la cuenca: el primer método es la ecuación de lavado exponencial y el segundo es la aproximación proporcional al caudal (Sutherland, R. E.; 2003).

El primer método asume que la masa de contaminante lavado, en cualquier momento, es proporcional a la masa de contaminante que queda en la superficie de la cuenca, es decir, una cinética de primer orden:

$$\frac{dPSHED}{dt} = -k \cdot PSHED$$

donde:

PSHED: cantidad de contaminación en la superficie en el momento t

k : coeficiente

Si se integra la ecuación anterior se obtiene:

$$PSHED(t) = PSHED_0 \cdot e^{-kt}$$

donde:

PSHED: cantidad de contaminación en la superficie en el momento t

$PSHED_0$: cantidad inicial de contaminación en la superficie

k : coeficiente

El coeficiente k será función del tamaño de las partículas y el valor de la escorrentía. Concretamente, k disminuye con el tamaño de las partículas y aumenta con el valor de la escorrentía. Si se considera que k es directamente proporcional al valor de la escorrentía, se puede escribir de la forma:

$$k = RCOEF \cdot r$$

donde:

RCOEF: coeficiente de lavado

r : valor de la escorrentía sobre la cuenca

Esta formulación no se ajustaba perfectamente a algunos grupos de datos, por lo que se introdujo un factor de disponibilidad, para determinar la parte de la contaminación acumulada disponible para el lavado, que se define de la forma:

$$AV = a + b \cdot r^c$$

siendo:

AV: factor de disponibilidad utilizado par determinar la parte de la contaminación acumulada disponible para lavado

a, b, c: coeficientes

La primera objeción a este modelo de ecuación de lavado exponencial es que producirá siempre concentraciones de contaminación decrecientes con el tiempo, si no se tiene en cuenta la distribución temporal de la escorrentía. Es decir, siempre simula el fenómeno de primer lavado. El primer lavado se da si, durante un suceso de lluvia, la fracción de escorrentía que llega aguas abajo de la cuenca en primer lugar es la más contaminada, mejorando la calidad del agua a medida que avanza el suceso. Claramente, este comportamiento no tiene por qué producirse necesariamente si la máxima intensidad de lluvia se produce en el medio o hacia el final del suceso.

El SWMM subsana este problema haciendo que la cantidad de contaminación lavada, en el instante t, sea proporcional al valor de la escorrentía elevado a un coeficiente:

$$-POFF(t) = \frac{dPSHED}{dt} = -RCOEFX \cdot r^{WASHPO} \cdot PSHED$$

donde:

POFF: cantidad de contaminación lavada

PSHED: cantidad de contaminación en la superficie en el momento t

r: valor de la escorrentía sobre la cuenca

RCOEFX, WASHPO: coeficientes de lavado

Por lo tanto, se necesitan dos parámetros para simular el lavado de contaminantes con el SWMM. Con esta formulación ya no son necesarios factores de disponibilidad, ya que estos dos parámetros proporcionan suficiente flexibilidad para la calibración. La metodología original se recupera si se fija WASHPO igual a 1.

Ya se ha comentado que como alternativa a la utilización de la formulación de acumulación-lavado se puede utilizar la aproximación proporcional al caudal. Así, la contaminación puede generarse mediante una curva en la que las cargas contaminantes son proporcionales al caudal elevado a un coeficiente.

$$POFF = RCOEF \cdot WFLOW^{WASHPO}$$

donde:

POFF: cantidad de contaminación lavada

WFLOW: caudal de escorrentía

RCOEF, WASHPO: coeficientes

En el caso de utilizar esta formulación no serán necesarias las ecuaciones de acumulación de suciedad y contaminantes en la cuenca. Sin embargo, sí se puede poner un límite superior a la cantidad de contaminación disponible en la cuenca, antes de un suceso de lluvia.

La limpieza de las calles se lleva a cabo, en la mayoría de las ciudades, para controlar la cantidad de sólidos o suciedad depositada en las aceras y cunetas de las calles. Esto tiene efectos benéficos en la calidad de las aguas de escorrentía urbana. El rendimiento, en cuanto a eliminación de la contaminación, que puede tener la limpieza de las calles depende de varios factores, como son el tipo de barrido (si se utiliza o no agua), la presencia de coches aparcados, la cantidad total de sólidos, el contaminante que se esté considerando, la frecuencia relativa de sucesos, etc. Los rendimientos suelen ser superiores para los contaminantes que se comportan como partículas.

El SWMM puede simular la limpieza de las calles dentro del bloque RUNOFF. Esta simulación puede tener lugar antes de que empiece el primer suceso de tormenta y entre sucesos de tormenta. Se realiza una “minisimulación” para cada contaminante durante los días previos al suceso, en los que se modeliza la acumulación y el barrido de la suciedad. Proporcionando como dato la frecuencia de la limpieza, el programa calcula la eliminación, de forma que la fracción del contaminante que queda en la superficie es:

$$\text{REMAIN} = 1.0 \cdot \text{AVSWP}(J) \cdot \text{REFF}(K)$$

siendo:

REMAIN: fracción de contaminante (o de suciedad) que queda en la superficie de la cuenca

AVSWP: factor de disponibilidad para el uso de suelo J

REFF: rendimiento de eliminación para el contaminante K

El valor AVSWP sirve para tener en cuenta qué porcentaje de superficie de cuenca es realmente limpiada. Otro parámetro necesario para la simulación de la limpieza de las calles es DSLCL, que representa los días transcurridos desde la última limpieza, para que el programa pueda realizar esa “minisimulación” antes de que comience el suceso. La limpieza de las calles es función del uso del suelo.

Otra fuente de contaminación son los imbornales, que son tratados en el SWMM como acumuladores de contaminación que se lavan durante los sucesos de lluvia, contribuyendo así a la intensificación del primer lavado. El SWMM potencia el primer lavado con la contaminación acumulada en los pozos suponiendo que los pozos contienen, cuando comienza un suceso, una carga de contaminación que viene dada por:

$$\text{PBASIN} = \text{CBVOL} \cdot \text{BASINS} \cdot \text{CBFACT} \cdot \text{FACT3}$$

siendo:

PBASIN: carga de contaminación en los pozos al comienzo del suceso

CBVOL: volumen de cada pozo

BASINS: número de pozos en la subcuenca

CBFACT: concentración de la contaminación en el pozo al principio del suceso

FACT3: factor de conversión

Para el lavado de los contaminantes de los pozos se considera que éstos se comportan como tanques de mezcla completa, en los que:

$$\frac{dPBASIN}{dt} = -\frac{WFLOW}{k \cdot BASINS} \cdot PBASIN$$

siendo:

PBASIN: carga de contaminación en los pozos al comienzo del suceso

WFLOW: caudal de escorrentía que atraviesa el pozo

BASINS: número de pozos en la subcuenca

k: constante

PBASIN: carga de contaminación en los pozos al comienzo del suceso

En la simulación continua la carga contaminante de los pozos se regenera hasta alcanzar su valor inicial $PBASIN_0$ a la velocidad de $PBASIN_0/DRYBSN$. El número de días necesarios para que se recupere el valor inicial DRYBSN, es introducido por el usuario.

La erosión del suelo se ha citado con frecuencia como uno de los principales problemas relacionados con la escorrentía urbana. La erosión, no sólo contribuye a la degradación de las superficies de las cuencas, sino que empeora la calidad de las aguas del alcantarillado y provoca la acumulación de sedimentos en las redes. El SWMM puede simular la erosión del suelo utilizando una adaptación de la ecuación universal de erosión. La ecuación universal de erosión es una aproximación empírica, ampliamente utilizada, que se puede expresar de la siguiente manera:

$$L = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$$

donde:

L: pérdida de suelo media anual por unidad de área

R: factor de lluvia

K: factor de erosionabilidad del suelo

LS: pendiente media longitudinal

C: índice de cobertura

P: factor de control de la erosión

La erosión puede añadirse a otro contaminante, como los sólidos en suspensión, si se desea.

La última fuente de contaminación puede ser la lluvia en sí misma. Se sabe que el agua de lluvia está contaminada. El parámetro mejor conocido es el bajo pH (lluvia ácida), pero existen otras muchas sustancias que se pueden encontrar en la lluvia, tales como materias orgánicas, sólidos, nutrientes, metales y pesticidas. El SWMM permite introducir una concentración constante para cada contaminante presente en la lluvia. Si esto se hace así se asume que toda la escorrentía tiene, al menos, esta concentración. La carga de contaminación en la precipitación se calcula multiplicando dicha concentración por el valor de la escorrentía y añadiéndola a la generada por otros mecanismos.

Muchos contaminantes pueden aparecer en forma disuelta o particulada, y ser absorbidos por otros contaminantes, en cuyo caso, se calculan como parte de éstos. Para resolver esto, el SWMM permite que cualquier contaminante se pueda calcular como fracción de otro.

El SWMM simula hasta 10 contaminantes en el bloque RUNOFF y hasta 5 usos de suelo distintos que caracterizan las distintas subcuencas.

Para la circulación de la contaminación en los conductos secundarios que se introducen en el SWMM se asume mezcla completa. Es decir, en el bloque RUNOFF no se simulan los fenómenos de sedimentación y resuspensión o eliminación de la contaminación, que sí se pueden simular en el bloque TRANSPORT.

4.4.1.3. Bloque TRANSPORT

El bloque TRANSPORT utiliza para la evaluación del hidrograma en cualquier punto de la red la propagación de la onda cinemática, que es una simplificación de las ecuaciones de Saint Venant. Dicha simplificación consiste en despreciar los términos de aceleración local, de aceleración convectiva y de fuerza de presión, frente a los términos de fuerza gravitacional y de fuerza de fricción, en la ecuación de conservación de cantidad de movimiento. Simula calidad de agua y los efectos de sedimentación y resuspensión de sólidos en la red. También permite simular un caudal de tiempo seco y la infiltración de agua.

Los datos que requiere el bloque TRANSPORT se pueden dividir en: datos físicos del sistema de alcantarillado, datos de los contaminantes, datos de infiltración y datos de tiempo seco.

Datos físicos del sistema de alcantarillado

Los datos del sistema de alcantarillado que requiere el SWMM son aquellos que definen las secciones transversales de los conductos modelizados.

También hay que suministrar al programa el valor de la longitud del conducto, la pendiente y la rugosidad. Esta información normalmente puede obtenerse de los planos de alcantarillado, a excepción del valor de la rugosidad de Manning que, para la mayor parte de los materiales utilizados en el saneamiento, es sobradamente conocido.

En cuanto a los pozos no se requiere ninguna dimensión física para su modelización.

Datos de los contaminantes

Para simular la circulación de contaminantes por la red de alcantarillado se requiere asignar a cada contaminante un coeficiente de eliminación de primer orden, una densidad específica y una distribución de tamaños de partículas.

Datos de tiempo seco

Estos datos sólo serán necesarios si se utiliza la subrutina de tiempo seco para calcular el caudal y la contaminación de base de tiempo seco. Los datos necesarios englobarían los siguientes: usos de suelo, densidad de población, número total de viviendas, número medio de personas por vivienda, valor en el mercado de las viviendas, porcentaje de viviendas que poseen trituradoras de basura, ingresos medios por familia, etc.

La principal fuente para obtener la información necesaria para utilizar esta subrutina es el censo municipal. Otros datos como los usos de suelo se pueden obtener a partir de fotos aéreas de la zona.

Datos de infiltración

Al igual que en el caso anterior estos datos sólo serán necesarios si se utiliza la subrutina de infiltración. En este caso hay que suministrar al programa los valores medios de la infiltración de tiempo seco, la infiltración de tiempo de lluvia, la infiltración por nivel freático elevado y el valor de la humedad residual máxima, así como las medias mensuales de las desviaciones diarias de temperatura, con base 65°F, para que el programa calcule el valor de la infiltración por nieve derretida.

Existen métodos para calcular estos valores medios de las infiltraciones si no se dispone de medidas reales. Algunos de ellos están explicados en el manual del SWMM.

El sistema de alcantarillado debe discretizarse como una red de elementos que, en combinación, forman una representación conceptual del sistema. Los elementos pueden ser: conductos, pozos, estaciones de bombeo, aliviaderos o cualquier otro componente de un sistema de alcantarillado.

Los conductos pueden ser de distintos tipos dependiendo de la geometría de su sección transversal. El SWMM proporciona 16 formas de sección de conducto diferentes (ver tabla 4-4) pero, si existe un conducto que no se ajuste a ninguna de las secciones proporcionadas por el SWMM, el usuario puede definir hasta dos tipos de secciones proporcionando una relación de calado-área y otra de área-caudal. La

relación área-caudal se genera a partir de la ecuación de Manning normalizada, que puede expresarse como:

$$Q/Q_f = \frac{A \cdot R^{2/3}}{A_f \cdot R_f^{2/3}} = f(A/A_f)$$

donde:

Q: caudal

A: área mojada

R: radio hidráulico

Para una forma de sección dada, el radio hidráulico es función sólo del área mojada; entonces Q/Q_f es función sólo de A/A_f .

En la tabla 4-4 se muestran los 16 tipos de secciones suministrados por el SWMM con las dimensiones que se requieren para su utilización.

Tabla 4-4. Secciones de conducto definidas por el SWMM.

| | Forma | Dimensiones requeridas |
|----|----------------------------------|-------------------------------------|
| 1 | Circular | Diámetro |
| 2 | Rectangular | Altura Anchura |
| 3 | Ovoide | Altura |
| 4 | Forma de herradura | Altura |
| 5 | Gótica | Altura |
| 6 | Catenaria | Altura |
| 7 | Semielíptica | Altura |
| 8 | Forma de cesto | Altura |
| 9 | Semicircular | Altura |
| 10 | Forma de cesto modificada | Altura Anchura |
| 11 | Rectangular con fondo triangular | Altura Anchura Pendiente |
| 12 | Rectangular con fondo circular | Altura Anchura Radio |
| 13 | Canal trapezoidal | Profundidad Anchura Pendiente |
| 14 | Canal parabólico | Profundidad Anchura |
| 15 | Función potencial | Profundidad Anchura Exponente |
| 16 | Canal natural | |

Por las limitaciones computacionales del programa puede no ser posible modelizar todos y cada uno de los conductos de la red de saneamiento. Para resolver esto se pueden agregar conductos individuales y formar otros más largos con dimensiones y pendientes medias. Sólo son imprescindibles los pozos en los que existe un cambio en la geometría de los conductos, en las dimensiones, en la pendiente o en la rugosidad.

Para definir los pozos no es necesario introducir sus dimensiones basta con indicar cuáles son sus elementos aguas arriba. El número máximo de elementos que puede tener un pozo aguas arriba es tres. Para una cantidad mayor de tubos será necesario definir pozos auxiliares en serie.

Se pueden simular otros elementos como son las estaciones de bombeo, los repartidores de caudal, los aliviaderos o los depósitos de almacenamiento.

El tiempo de paso del bloque TRANSPORT es constante y puede elegirse uno distinto al del bloque anterior.

El procedimiento para resolver la circulación de caudales en la red de alcantarillado sigue, básicamente, la aproximación de la onda cinemática mediante la cual sólo se considera la propagación de las perturbaciones en dirección aguas abajo. Como consecuencia, las condiciones aguas abajo no afectan a los cálculos aguas arriba. En cada conducto se calcula el caudal como suma de los caudales de la red aguas arriba, la escorrentía superficial que entra en la red a través del pozo aguas arriba, el caudal de tiempo seco y la infiltración en ese elemento. Una vez calculado el caudal total se analiza si existen sobrecargas, en cuyo caso, se modelan simplemente almacenando el caudal en exceso en el pozo aguas arriba, hasta que existe capacidad en el tubo para aceptar el volumen almacenado. No se simulan condiciones de caudal en presión ni se determina si se producen inundaciones por falta de capacidad de los pozos.

Se pueden simular hasta 4 contaminantes en el bloque TRANSPORT. La circulación de contaminantes por la red se realiza utilizando el método de mezcla completa. Este método es la forma más conveniente para introducir nuevas cargas de contaminación en pozos y facilita los cálculos de sedimentación y resuspensión.

Los contaminantes pueden estar sujetos a una eliminación de primer orden durante el tiempo que viajan por la red, aunque el tiempo que tardan en recorrer la red es suficientemente corto como para que este efecto sea prácticamente inapreciable.

Para simular la sedimentación y resuspensión se le asigna a cada contaminante una densidad específica y una distribución de tamaños de partículas. Si la densidad específica es menor que uno se considera que el contaminante está en suspensión o disuelto y que no está sujeto a sedimentación o resuspensión. Durante la simulación la sedimentación y resuspensión se simulan utilizando el criterio de Shields para determinar el diámetro crítico que separa las partículas que sedimentan de las que están en suspensión.

El criterio de Shields es una buena definición del comienzo del movimiento de una partícula y describe el balance entre las fuerzas hidrodinámicas, que tienden a arrastrar y resuspender la partícula y el peso sumergido de la misma, que tiende a

depositarla. Cuando las fuerzas hidrodinámicas que actúan sobre la partícula sedimentada alcanzan un valor tal que sólo incrementándolas ligeramente pondrían a la partícula en movimiento, se dice que se han alcanzado las condiciones críticas. El análisis dimensional de esta condición conduce a la expresión:

$$\frac{\tau_c}{(\gamma_s - \gamma) \cdot d} = f\left(\frac{u_* \cdot d}{\nu}\right)$$

siendo:

τ_c : tensión tangencial crítica requerida para inducir a la partícula al movimiento

γ_s : peso específico del sedimento

γ : peso específico del agua

d : diámetro del sedimento

u_* : velocidad tangencial

ν : viscosidad cinemática del agua

La viscosidad cinemática del agua es función de la temperatura. La tensión tangencial crítica y la velocidad tangencial se pueden relacionar mediante la siguiente expresión:

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_c}{\rho}} = \sqrt{g \cdot R \cdot S}$$

siendo:

ρ : densidad del agua

g : gravedad

R : radio hidráulico

S : pendiente de la línea de energía (se asume que es igual a la pendiente del conducto)

Además, la diferencia de pesos específicos puede relacionarse con las diferencias de gravedades específicas entre el sedimento y el agua:

$$\gamma_s - \gamma = \gamma \cdot (\text{SPG} - 1)$$

siendo:

SPG: gravedad específica del sedimento

La gravedad específica del agua se toma igual a la unidad.

En la figura siguiente se muestra el diagrama de Shields para la determinación del inicio del movimiento.

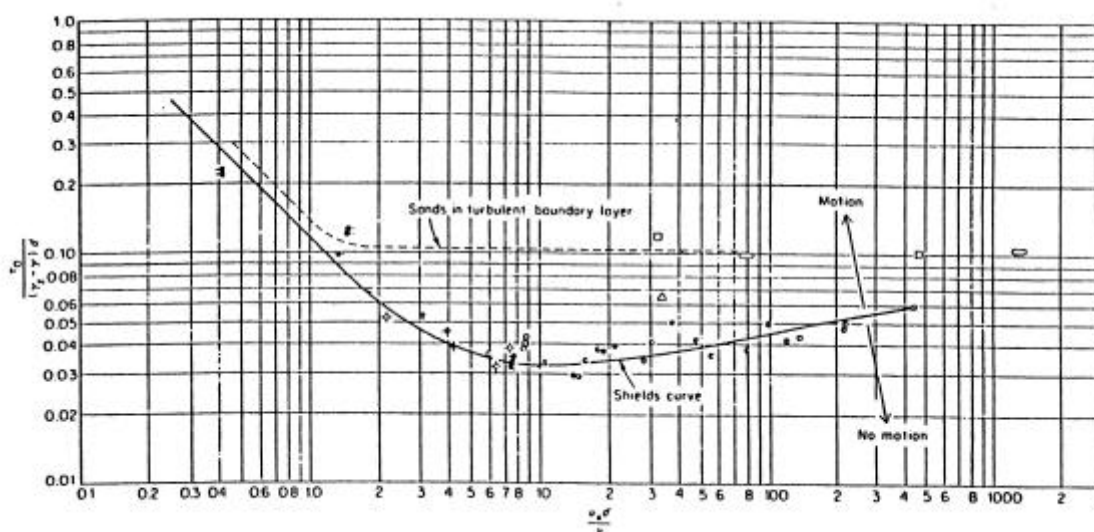


Figura 4-46. Diagrama de Shields.

En el SWMM se utiliza este diagrama para determinar el diámetro crítico. Las partículas de diámetro mayor que el crítico sedimentan y las de diámetro menor se resuspenden.

Hay dos opciones para introducir un caudal y una contaminación base de tiempo seco: la primera es introducir un caudal y una contaminación constantes en los pozos y la segunda es utilizar una subrutina para su cálculo.

La primera opción se usa siempre que se disponga de estimaciones razonables, tanto para el caudal medio como para la contaminación media, evitando así la recopilación de todos los datos que son necesarios para utilizar la subrutina.

Con la subrutina se puede estimar el valor del caudal y de la contaminación de tiempo seco procedentes de las zonas urbanas residenciales, comerciales e industriales. Sin embargo, los únicos contaminantes que se pueden simular son DBO_5 , sólidos en suspensión y coliformes totales.

La subrutina de tiempo seco estima el caudal y la contaminación de tiempo seco que se introduce en la red a través de una serie de pozos en función de las características de la subcuencas que vierten a ese pozo.

El cálculo del caudal medio de tiempo seco en los pozos seleccionados puede hacerse a partir de datos de caudal medidos en la subcuenca, o realizar una estimación partiendo de una serie de datos. En las subcuencas en las que se disponga de datos medidos de caudal, ya sea de agua consumida como de agua enviada a la EDAR, podrán introducirse, evitando así el tener que realizar la estimación. Si no se dispone de esta información se realizará una estimación partiendo de los siguientes datos: densidad de la población, número total de viviendas, número medio de personas por vivienda, valor en el mercado de las

viviendas, porcentaje de viviendas que poseen trituradora de basura e ingresos medios por familia.

En cuanto a la contaminación, el propósito de esta subrutina es repartir la contaminación medida aguas abajo entre las distintas subcuencas cuando se disponga de datos reales. El reparto se hace en base a la distribución de caudales, el uso del suelo, los caudales industriales, los ingresos medios por familia, el uso o no de trituradoras de basura y la infiltración.

Los valores determinados, tanto para el caudal como para las concentraciones de contaminantes, son valores medios, pero la subrutina de tiempo seco permite variaciones diarias y horarias si se introducen factores correctores para las veinticuatro horas del día y los siete días de la semana.

El SWMM puede estimar el valor de la infiltración a partir de información acerca de la red de alcantarillado, el suelo que la rodea, el nivel freático y la precipitación. La infiltración puede clasificarse en cuatro categorías: infiltración de tiempo seco, infiltración en tiempo de lluvia, infiltración por nieve derretida e infiltración por nivel freático elevado. Cuando el nivel freático supera la cota del alcantarillado se supone que esta fuente de infiltración es dominante sobre las otras, que se desprecian. Por lo tanto, la infiltración se calcula:

Si no existe infiltración por nivel freático elevado:

$$QINF = DINFIL + RINFIL + SINFIL$$

donde:

QINF: infiltración total

DINFIL: infiltración de tiempo seco

RINFIL: infiltración por tiempo de lluvia

SINFIL: infiltración por nieve derretida

Si existe infiltración por nivel freático elevado:

$$QINF = GINFIL$$

donde:

QINF: infiltración total

RINFIL: infiltración por nivel freático elevado

Los valores de DINFIL, GINFIL y RINFIL deben ser introducidos en el SWMM, mientras que SINFIL lo calcula el propio programa.

El caudal de infiltración total debe repartirse a lo largo de la red. Para ello se calcula un factor de reparto, que representa el número y la longitud de las aberturas susceptibles de infiltración. Las juntas constituyen la principal entrada para la

infiltración. Se supone que el número y la longitud de las juntas son proporcionales al área de la sección. Así, se calcula el factor de reparto para cada conducto como:

$$OPINF = \frac{A_f \cdot DIST}{\sum A_f \cdot DIST}$$

Una vez calculado el factor de reparto se multiplica por el caudal total de infiltración y se introduce en el pozo aguas arriba del conducto. Este procedimiento localiza los valores más altos de la infiltración en los tubos de mayor sección y más largos. La infiltración calculada en el SWMM es constante y, aunque tradicionalmente se ha considerado que la infiltración por su origen no está contaminada, el SWMM permite introducir cierta contaminación.

El procedimiento resolutivo, básicamente, sigue la aproximación de la onda cinemática en la que a las perturbaciones sólo les está permitido propagarse en dirección aguas abajo. Es posible simular hasta cuatro contaminantes en el bloque TRANSPORT. Estos contaminantes pueden estar sujetos a una eliminación de primer orden durante el tiempo que viajan por la red, aunque el tiempo que tardan en recorrer la red es suficientemente corto como para que este efecto sea prácticamente inapreciable. La eliminación de un contaminante no tiene influencia en el resto.

El bloque TRANSPORT permite un redimensionamiento de los conductos que sufran sobrecarga en algún momento de la simulación. Esto lo hace el programa aumentando de seis en seis pulgadas el diámetro de los tubos circulares, o el ancho de los rectangulares, hasta que exista capacidad hidráulica suficiente. Si el tubo tiene una forma distinta a la circular o rectangular, lo convierte en circular para el redimensionamiento.

4.4.2. PEST

El PEST es un modelo independiente de optimización de parámetros no lineales (Doherty, J.; 1994). Una de las utilidades de este programa es su empleo para calibrar modelos. Si un sistema está sujeto a ciertas excitaciones, y estas excitaciones se suministran a un modelo del sistema en forma de números, es posible ajustar los parámetros de dicho modelo hasta que los números generados por éste como respuesta se correspondan con ciertas observaciones realizadas en el sistema simulado. Si esto se consigue se puede decir que el modelo representa el comportamiento del sistema adecuadamente y que el modelo está calibrado. Un modelo calibrado se puede utilizar para hacer predicciones. Es decir, se puede obtener la respuesta del sistema ante cualquier excitación.

El PEST ajusta los parámetros del modelo hasta que las discrepancias entre los resultados generados por el modelo y sus correspondientes observaciones se reduzcan hasta un mínimo. Esto lo realiza tomando el control sobre el modelo y ejecutándolo tantas veces como sea necesario para determinar los valores óptimos de los parámetros.

Para realizar esto hay que indicar al PEST dónde están los parámetros a ajustar dentro del archivo de entrada de datos del modelo, para que pueda rescribir estos

archivos de entrada de datos utilizando los valores obtenidos en cada paso del proceso de optimización. Esto se hace mediante el archivo TEMPLATE.

Además habrá que enseñar al PEST cómo identificar las respuestas generadas por el modelo dentro del archivo de resultados de éste, para que pueda, en cada paso, compararlas con las observaciones realizadas en la realidad. Esto se hace mediante el archivo INSTRUCTION.

Una vez calculadas las diferencias entre la respuesta generada por el modelo y las observaciones realizadas en la realidad, el PEST evalúa la forma de la variación de los parámetros del modelo, para minimizar estas diferencias, y rescribe el fichero de entrada de datos del modelo con los valores de los parámetros calculados.

Es necesario proporcionar al PEST una serie de datos para que tome el control efectivamente de un modelo en particular. Estos datos se le suministran al modelo en el archivo PEST. Entre estos datos estarán: la forma de ejecutar el modelo, los nombres de los ficheros de entrada y salida del programa, los nombres de los archivos TEMPLATE y INSTRUCTION, el valor de partida de los parámetros, las observaciones y una serie de datos de control para la aplicación del logaritmo de Gauss-Marquardt-Levenberg.

Los parámetros que optimiza el PEST pueden ser de tres tipos: variables, fijos o ligados. Los parámetros variables son los que el PEST puede ajustar, los fijos son los que tienen un valor fijado y los ligados tiene un valor proporcional a uno de los parámetros fijos. El PEST requiere un valor de partida para cada parámetro y límites superior e inferior para los parámetros ajustables. El motivo de ello es que algunos modelos obtienen resultados absurdos o incurren en errores de ejecución si ciertos datos de entrada toman valores fuera de un cierto dominio. Los parámetros pueden escalarse, cambiar de base o sufrir una transformación logarítmica para mejorar la eficiencia del PEST.

El papel del PEST es minimizar la suma ponderada de las diferencias al cuadrado entre los resultados obtenidos por el modelo y las observaciones medidas en el campo o en el laboratorio. Esta suma ponderada de diferencias al cuadrado se conoce como función objetivo, que tiene la forma:

$$\Phi = \sum_{i=1}^n w_i (c_i^{\text{obs}} - c_i^{\text{mod}})^2$$

El hecho de que estas diferencias se puedan ponderar permite dar más importancia a algunas observaciones, e incluso se puede eliminar alguna observación del proceso de optimización si a su peso se le da el valor cero.

El PEST utiliza una técnica de estimación no lineal conocida como el método de Gauss-Marquardt-Levenberg. Para modelos lineales la optimización se realiza en un paso. Sin embargo, para problemas no lineales, la estimación de parámetros es un proceso iterativo. Al principio de cada iteración la relación entre los parámetros de modelo y los resultados obtenidos se lineariza, formulándolo como una expansión de Taylor sobre el grupo de parámetros mejorados actuales. A partir de esto se calculan las derivadas de todas las observaciones con respecto a todos los parámetros (Jacobiano). Este problema linearizado se resuelve después para otro grupo de

parámetros, supuestamente mejores, y se prueban estos nuevos parámetros ejecutando de nuevo el programa. Comparando las variaciones en los parámetros y la mejora lograda en la función objetivo con la iteración actual, con las logradas en las iteraciones previas, el PEST puede decir si es mejor realizar otra iteración de optimización. Si es así se repite el proceso completo. El PEST toma esta decisión basándose en los criterios de finalización de la optimización de parámetros que se hayan definido.

Las derivadas de las observaciones con respecto a los parámetros se calculan utilizando diferencias finitas. En cada iteración el PEST ejecuta el modelo una vez por cada parámetro ajustable, añadiendo a cada parámetro un pequeño incremento introducido por el usuario antes de la ejecución. La variación resultante en las observaciones se divide entre este incremento para calcular las derivadas con respecto a este parámetro.

Las derivadas calculadas de esta forma son sólo aproximadas. Si el incremento es muy grande, la aproximación será pobre y, si es muy pequeño, puede dar lugar a errores numéricos que afectarán a su exactitud. Estos dos efectos se pueden combatir utilizando el método de las diferencias centradas. Si se utiliza este método es necesario ejecutar el modelo dos veces por cada parámetro para calcular las derivadas. En la primera ejecución se suma el incremento al valor del parámetro en ese momento, mientras que en la segunda el incremento se resta. Se tienen entonces tres pares de parámetro-observación para calcular las derivadas (el tercer par sería el valor actual del parámetro con su correspondiente valor de la observación). La derivada se puede calcular de tres formas distintas:

- Ajustando una parábola a los tres valores
- Construyendo la recta que mejor se ajuste a los tres valores
- Utilizando el método de las diferencias finitas entre los dos primeros valores



CAPÍTULO 5: DESARROLLO DE LA METODOLOGÍA

CAPÍTULO 5. DESARROLLO DE LA METODOLOGÍA

ÍNDICE CAPÍTULO 5

| | | |
|------------|---|------|
| 5.1. | INTRODUCCIÓN..... | 5-3 |
| 5.2. | ACTIVIDADES DE CAMPO..... | 5-3 |
| 5.2.1. | Explotación de la sección y almacenamiento de la información | 5-3 |
| 5.2.1.1. | Características del almacenamiento de la información..... | 5-3 |
| 5.2.1.2. | Periodos de registro: Ficheros generados..... | 5-3 |
| 5.2.1.3. | Tabla temporal de los valores registrados..... | 5-12 |
| 5.2.1.4. | Fichas de explotación y mantenimiento de secciones de control | 5-13 |
| 5.2.1.5. | Incidencias en la explotación y mantenimiento de la instrumentación | 5-13 |
| 5.2.2. | Comportamiento de la cuenca | 5-14 |
| 5.2.2.1. | Tiempo seco | 5-14 |
| 5.2.2.1.1. | Variación diaria de caudales en tiempo seco | 5-14 |
| 5.2.2.1.2. | Variación diaria de contaminación en tiempo seco | 5-17 |
| 5.2.2.2. | Tiempo de lluvia..... | 5-40 |
| 5.2.3. | Comportamiento del depósito-aliviadero | 5-40 |
| 5.2.3.1. | Tiempo de lluvia..... | 5-40 |
| 5.2.3.1.1. | Primera etapa: compuerta totalmente abierta..... | 5-42 |
| 5.2.3.1.2. | Segunda etapa: compuerta semiabierta..... | 5-43 |
| 5.3. | TRABAJO DE LABORATORIO | 5-47 |
| 5.4. | MODELIZACIÓN | 5-49 |
| 5.4.1. | Modelización de la cuenca..... | 5-49 |
| 5.4.2. | Modelización de la red de alcantarillado | 5-55 |
| 5.4.3. | Modelización del depósito-aliviadero | 5-62 |
| 5.4.3.1. | Modelización hidráulica del depósito-aliviadero..... | 5-63 |
| 5.4.3.2. | Modelización de la contaminación del depósito-aliviadero | 5-65 |

CAPÍTULO 5. DESARROLLO DE LA METODOLOGÍA

5.1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describen los trabajos realizados en campo y en laboratorio. Se muestran también los resultados obtenidos tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia.

En cuanto a la modelización, se explica cómo, utilizando el SWMM, se modelizó la subcuenca y la red de alcantarillado de Cancelón y cómo se modelizó el depósito-aliviadero de Cancelón, utilizando la hoja de cálculo EXCEL.

5.2. ACTIVIDADES DE CAMPO

5.2.1. Explotación de la sección y almacenamiento de la información

5.2.1.1. Características del almacenamiento de la información

En el apartado *Instrumentación colocada en el depósito-aliviadero de Cancelón*, del capítulo anterior, ya se ha comentado cómo se almacenaba la información registrada por cada uno de los aparatos. A continuación, se presenta una tabla, a modo resumen, de los ficheros de datos generados por cada equipo.

Tabla 5-1. *Características del almacenamiento de la información*

| REFERENCIA | EQUIPO | REGISTRO | CAPACIDAD | FICHERO |
|------------|-----------|----------|-----------|---------|
| SG1 | SIGMA 950 | PROPIO | 40 DIAS | *.EJ9 |
| SG2 | SIGMA 950 | PROPIO | 7 DIAS | *.DTQ |
| SG3 | SIGMA 950 | PROPIO | 40 DIAS | *.CEE |
| PLU | ARG 100 | TINYTAG | 11 DIAS | *.TTD |
| US1 | LIT 25 | TINYTAG | 11 DIAS | *.TTD |
| US2 | LIT 25 | TINYTAG | 11 DIAS | *.TTD |
| US3 | LIT 25 | TINYTAG | 11 DIAS | *.TTD |
| SMP | YSI 600R | PROPIO | 13 DIAS | *.DAT |

Todos estos ficheros generados han sido transformados a hojas de cálculo EXCEL para su proceso.

5.2.1.2. Periodos de registro: Ficheros generados

Con el fin de unificar criterios se ha denominado a cada archivo con su referencia y la fecha en la que se descargaron los datos, es decir, REF_AAMMDD. A continuación, se presentan los distintos ficheros generados, indicando el intervalo de registro.

Tabla 5-2. Ficheros pluviómetro (intervalo total: 21/02/02 6:55 a 24/02/03 19:42).

| PLUVIOMETRO | | |
|-------------|----------------|----------------|
| PLU_020304 | 21/02/02 6:55 | 04/03/02 11:06 |
| PLU_020311 | 28/02/02 8:39 | 11/03/02 12:50 |
| PLU_020318 | 07/03/02 8:33 | 18/03/02 12:44 |
| PLU_020326 | 15/03/02 8:37 | 26/03/02 12:48 |
| PLU_020404 | 24/03/02 13:36 | 04/04/02 17:47 |
| PLU_020408 | 04/04/02 18:53 | 08/04/02 17:33 |
| PLU_020412 | 04/04/02 18:53 | 12/04/02 17:37 |
| PLU_020418 | 07/04/02 13:35 | 18/04/02 17:46 |
| PLU_020426 | 15/04/02 14:08 | 26/04/02 18:19 |
| PLU_020503 | 22/04/02 9:06 | 03/05/02 13:17 |
| PLU_020506 | 25/04/02 8:37 | 06/05/02 12:48 |
| PLU_020513 | 02/05/02 8:19 | 13/05/02 12:30 |
| PLU_020520 | 09/05/02 5:34 | 20/05/02 9:45 |
| PLU_020527 | 16/05/02 9:23 | 27/05/02 13:34 |
| PLU_020709 | 05/07/02 15:02 | 09/07/02 18:17 |
| PLU_020716 | 09/07/02 18:29 | 16/07/02 12:26 |
| PLU_020723 | 12/07/02 8:08 | 23/07/02 12:19 |
| PLU_020813 | 02/08/02 7:28 | 13/08/02 11:39 |
| PLU_020820 | 09/08/02 7:59 | 20/08/02 12:10 |
| PLU_020827 | 16/08/02 10:33 | 27/08/02 14:44 |
| PLU_020903 | 23/08/02 7:09 | 03/09/02 11:20 |
| PLU_020912 | 01/09/02 9:07 | 12/09/02 13:18 |
| PLU_020917 | 06/09/02 7:41 | 17/09/02 11:52 |
| PLU_020926 | 15/09/02 8:11 | 26/09/02 12:22 |
| PLU_021008 | 27/09/02 14:20 | 08/10/02 18:31 |
| PLU_021015 | 04/10/02 9:15 | 15/10/02 13:26 |
| PLU_021023 | 12/10/02 15:30 | 23/10/02 19:41 |
| PLU_021029 | 18/10/02 8:30 | 29/10/02 12:41 |
| PLU_021105 | 29/10/02 11:43 | 05/11/02 11:22 |
| PLU_021112 | 01/11/02 7:01 | 12/11/02 11:12 |
| PLU_021119 | 08/11/02 9:29 | 19/11/02 13:40 |
| PLU_021126 | 15/11/02 9:40 | 26/11/02 13:51 |
| PLU_021203 | 22/11/02 7:17 | 03/12/02 11:28 |
| PLU_021210 | 29/11/02 7:10 | 10/12/02 11:21 |
| PLU_021217 | 06/12/02 9:58 | 17/12/02 14:09 |
| PLU_021227 | 16/12/02 15:26 | 27/12/02 19:37 |
| PLU_030103 | 23/12/02 14:24 | 03/01/03 18:35 |
| PLU_030114 | 03/01/03 7:16 | 14/01/03 11:27 |
| PLU_030124 | 13/01/03 9:40 | 24/01/03 13:51 |
| PLU_030130 | 19/01/03 7:54 | 30/01/03 12:05 |
| PLU_030204 | 24/01/03 6:57 | 04/02/03 11:08 |
| PLU_030214 | 03/02/03 8:31 | 14/02/03 12:42 |
| PLU_030224 | 13/02/03 15:31 | 24/02/03 19:42 |

Tabla 5-3. Ficheros sonda multiparamétrica (intervalo total: 04/04/02 18:35 a 26/02/03 11:35).

| SMP | | |
|------------|----------------|----------------|
| SMP_020408 | 04/04/02 18:35 | 08/04/02 16:45 |
| SMP_020412 | 04/04/02 18:35 | 12/04/02 16:55 |
| SMP_020418 | 12/04/02 17:20 | 18/04/02 17:10 |
| SMP_020426 | 18/04/02 17:30 | 26/04/02 17:30 |
| SMP_020503 | 26/04/02 18:15 | 03/05/02 12:45 |
| SMP_020506 | 03/05/02 13:10 | 06/05/02 12:25 |
| SMP_020513 | 06/05/02 12:40 | 13/05/02 14:10 |
| SMP_020520 | 13/05/02 14:30 | 20/05/02 9:20 |
| SMP_020527 | 20/05/02 9:40 | 27/05/02 13:05 |
| SMP_020531 | 27/05/02 13:25 | 31/05/02 13:35 |
| SMP_020603 | 31/05/02 13:50 | 03/06/02 9:30 |
| SMP_020610 | 03/06/02 9:45 | 10/06/02 9:20 |
| SMP_020616 | 10/06/02 9:40 | 16/06/02 20:35 |
| SMP_020627 | 16/06/02 21:05 | 27/06/02 19:40 |
| SMP_020705 | 27/06/02 20:00 | 05/07/02 13:25 |
| SMP_020716 | 05/07/02 13:45 | 16/07/02 12:45 |
| SMP_020723 | 16/07/02 13:10 | 23/07/02 12:50 |
| SMP_020730 | 23/07/02 13:10 | 30/07/02 12:45 |
| SMP_020807 | 30/07/02 13:05 | 07/08/02 18:40 |
| SMP_020813 | 07/08/02 19:05 | 13/08/02 12:10 |
| SMP_020820 | 13/08/02 12:30 | 20/08/02 12:40 |
| SMP_020827 | 20/08/02 13:00 | 27/08/02 11:25 |
| SMP_020903 | 27/08/02 11:40 | 03/09/02 12:15 |
| SMP_020912 | 03/09/02 12:30 | 12/09/02 14:05 |
| SMP_020917 | 12/09/02 14:40 | 17/09/02 12:50 |
| SMP_020926 | 17/09/02 13:45 | 26/09/02 10:25 |
| SMP_021008 | 26/09/02 10:45 | 03/10/02 10:30 |
| SMP_030214 | 04/02/03 9:40 | 14/02/03 11:45 |
| SMP_030226 | 14/02/03 12:05 | 26/02/03 11:35 |

Tabla 5-4. Ficheros caudalímetro SG1 (intervalo total: 19/02/02 17:29 a 26/02/03 12:22).

| SG1 (SALIDA DEPURADORA) | | |
|--------------------------------|----------------|----------------|
| SG1_020304 | 19/02/02 17:29 | 27/02/02 8:06 |
| SG1_020311 | 04/03/02 12:22 | 11/03/02 13:02 |
| SG1_020318 | 04/03/02 12:22 | 18/03/02 13:22 |
| SG1_020326 | 04/03/02 12:22 | 26/03/02 13:15 |
| SG1_020404 | 04/03/02 12:22 | 04/04/02 18:33 |
| SG1_020408 | 04/04/02 20:44 | 08/04/02 17:50 |
| SG1_020412 | 04/04/02 20:44 | 12/04/02 18:01 |
| SG1_020418 | 04/04/02 20:44 | 18/04/02 18:18 |
| SG1_020426 | 04/04/02 20:44 | 26/04/02 18:43 |
| SG1_020503 | 04/04/02 20:44 | 03/05/02 13:42 |
| SG1_020506 | 04/04/02 20:44 | 06/05/02 13:27 |
| SG1_020513 | 04/04/02 20:44 | 13/05/02 13:29 |
| SG1_020520 | 09/04/02 12:49 | 20/05/02 10:08 |
| SG1_020527 | 16/04/02 16:44 | 27/05/02 14:03 |
| SG1_020531 | 20/04/02 16:54 | 31/05/02 14:13 |
| SG1_020603 | 23/04/02 12:56 | 03/06/02 10:15 |
| SG1_020610 | 30/04/02 12:56 | 10/06/02 10:15 |
| SG1_020705 | 01/05/02 21:54 | 11/06/02 19:13 |
| SG1_020813 | 07/08/02 19:43 | 13/08/02 13:05 |
| SG1_020827 | 07/08/02 19:43 | 20/08/02 12:49 |
| SG1_020903 | 27/08/02 13:53 | 03/09/02 12:59 |
| SG1_020912 | 27/08/02 13:53 | 12/09/02 15:04 |
| SG1_020917 | 27/08/02 13:53 | 17/09/02 14:05 |
| SG1_020926 | 27/08/02 13:53 | 26/09/02 11:14 |
| SG1_021008 | 28/08/02 20:12 | 08/10/02 17:31 |
| SG1_021011 | 31/08/02 23:10 | 11/10/02 20:29 |
| SG1_021015 | 11/10/02 20:39 | 15/10/02 11:04 |
| SG1_021016 | 11/10/02 20:39 | 16/10/02 21:31 |
| SG1_021022 | 11/10/02 20:39 | 22/10/02 12:07 |
| SG1_021023 | 11/10/02 20:39 | 23/10/02 18:20 |
| SG1_021024 | 11/10/02 20:39 | 24/10/02 10:00 |
| SG1_021029 | 11/10/02 20:39 | 29/10/02 14:52 |
| SG1_021101 | 29/10/02 14:01 | 01/11/02 15:25 |
| SG1_021105 | 29/10/02 14:01 | 05/11/02 12:24 |
| SG1_021112 | 29/10/02 14:01 | 12/11/02 12:36 |
| SG1_021119 | 29/10/02 14:01 | 19/11/02 11:50 |
| SG1_021125 | 29/10/02 14:01 | 21/11/02 18:26 |
| SG1_021126 | 25/11/02 13:20 | 26/11/02 3:52 |
| SG1_021203 | 26/11/02 12:56 | 03/12/02 12:58 |
| SG1_021210 | 26/11/02 12:56 | 10/12/02 12:28 |
| SG1_021217 | 26/11/02 12:56 | 12/12/02 10:06 |
| SG1_021227 | 17/12/02 13:35 | 27/12/02 17:51 |
| SG1_030103 | 17/12/02 13:35 | 03/01/03 19:44 |
| SG1_030114 | 17/12/02 13:35 | 14/01/03 16:57 |
| SG1_030124 | 17/12/02 13:35 | 24/01/03 12:17 |
| SG1_030130 | 20/12/02 14:15 | 30/01/03 11:34 |
| SG1_030204 | 25/12/02 13:15 | 04/02/03 10:34 |
| SG1_030214 | 04/01/03 13:34 | 14/02/03 10:53 |
| SG1_030219 | 09/01/02 23:35 | 19/02/03 20:54 |
| SG1_030226 | 16/01/03 15:03 | 26/02/03 12:22 |

Tabla 5-5. Ficheros caudalímetro SG2 (intervalo total: 20/02/02 13:59 a 26/07/02 16:38).

| SG2 (ARROYO CANCELÓN) | | |
|------------------------------|----------------|----------------|
| SG2_020304 | 20/02/02 13:59 | 27/02/02 8:06 |
| SG2_020311 | 04/03/02 18:38 | 11/03/02 12:45 |
| SG2_020318 | 07/03/02 15:08 | 14/03/02 9:15 |
| SG2_020326 | 18/03/02 13:21 | 19/03/02 2:03 |
| SG2_020404 | 29/03/02 0:21 | 04/04/02 18:18 |
| SG2_020408 | 04/04/02 20:42 | 04/04/02 20:48 |
| SG2_020412 | 08/04/02 18:13 | 12/04/02 18:09 |
| SG2_020418 | 12/04/02 18:12 | 18/04/02 18:25 |
| SG2_020426 | 20/04/02 0:42 | 26/04/02 18:49 |
| SG2_020503 | 26/04/02 19:33 | 03/05/02 13:40 |
| SG2_020506 | 29/04/02 19:07 | 06/05/02 13:14 |
| SG2_020513 | 06/05/02 19:35 | 13/05/02 13:42 |
| SG2_020516 | 10/05/02 1:48 | 16/05/02 19:55 |
| SG2_020520 | 13/05/02 16:12 | 20/05/02 10:19 |
| SG2_020523 | 20/05/02 10:20 | 23/05/02 18:53 |
| SG2_020527 | 20/05/02 19:53 | 27/05/02 14:00 |
| SG2_020531 | 24/05/02 20:04 | 31/05/02 14:11 |
| SG2_020603 | 27/05/02 16:05 | 03/06/02 10:12 |
| SG2_020610 | 03/06/02 16:06 | 10/06/02 10:13 |
| SG2_020705 | 05/06/02 1:08 | 11/06/02 19:15 |
| SG2_020716 | 09/07/02 19:14 | 16/07/02 13:21 |
| SG2_020723 | 16/07/02 19:11 | 23/07/02 13:18 |
| SG2_020726 | 19/07/02 22:31 | 26/07/02 16:38 |

Tabla 5-6. Ficheros caudalímetro SG3 (intervalo total: 26/02/02 19:43 a 26/02/03 11:29).

| SG3 (DISIPADOR) | | |
|------------------------|----------------|----------------|
| SG3_020304 | 26/02/02 19:43 | 27/02/02 12:51 |
| SG3_020311 | 04/03/02 13:36 | 11/03/02 11:59 |
| SG3_020318 | 04/03/02 13:36 | 18/03/02 13:54 |
| SG3_020326 | 04/03/02 13:36 | 26/03/02 13:44 |
| SG3_020404 | 26/04/02 13:45 | 04/04/02 16:11 |
| SG3_020408 | 04/04/02 17:27 | 08/04/02 16:37 |
| SG3_020412 | 04/04/02 17:27 | 12/04/02 16:21 |
| SG3_020418 | 04/04/02 17:27 | 18/04/02 17:01 |
| SG3_020426 | 04/04/02 17:27 | 26/04/02 17:41 |
| SG3_020503 | 04/04/02 17:27 | 03/05/02 12:35 |
| SG3_020506 | 03/05/02 12:45 | 06/05/02 12:20 |
| SG3_020513 | 03/05/02 12:45 | 13/05/02 14:02 |
| SG3_020730 | 26/07/02 19:27 | 30/07/02 12:58 |
| SG3_020807 | 26/07/02 19:27 | 07/08/02 18:34 |
| SG3_020820 | 13/08/02 18:48 | 20/08/02 12:55 |
| SG3_020827 | 20/08/02 17:07 | 27/08/02 11:14 |
| SG3_020903 | 27/08/02 17:54 | 03/09/02 12:01 |
| SG3_020912 | 05/09/02 19:50 | 12/09/02 13:57 |
| SG3_020917 | 10/09/02 18:35 | 17/09/02 12:42 |
| SG3_020926 | 19/09/02 16:09 | 26/09/02 10:16 |
| SG3_021008A | 01/10/02 18:19 | 08/10/02 12:26 |
| SG3_021008B | 01/10/02 23:55 | 08/10/02 18:02 |
| SG3_021011 | 05/10/02 2:54 | 11/10/02 21:01 |
| SG3_021015 | 08/10/02 16:32 | 15/10/02 10:39 |
| SG3_021016 | 10/10/02 4:06 | 16/10/02 22:13 |
| SG3_021022 | 15/10/02 17:16 | 22/10/02 11:23 |
| SG3_021023 | 16/10/02 23:34 | 23/10/02 17:41 |
| SG3_021024 | 17/10/02 16:23 | 24/10/02 10:30 |
| SG3_021029 | 22/10/02 19:04 | 29/10/02 13:11 |
| SG3_021030 | 29/10/02 13:06 | 30/10/02 18:30 |
| SG3_021101 | 29/10/02 13:06 | 01/10/02 16:01 |
| SG3_021105 | 29/10/02 17:36 | 05/11/02 11:43 |
| SG3_021108 | 01/11/02 23:31 | 08/11/02 17:38 |
| SG3_021112 | 05/11/02 17:34 | 12/11/02 11:41 |
| SG3_021113 | 07/11/02 2:25 | 13/11/02 20:32 |
| SG3_021119 | 12/11/02 17:08 | 19/11/02 11:15 |
| SG3_021120 | 14/11/02 1:41 | 20/11/02 19:48 |
| SG3_021125 | 18/11/02 19:48 | 25/11/02 13:55 |
| SG3_021126 | 19/11/02 19:23 | 26/11/02 13:30 |
| SG3_021203 | 26/11/02 19:24 | 03/12/02 13:31 |
| SG3_021210 | 03/12/02 13:37 | 10/12/02 11:55 |
| SG3_021217 | 03/12/02 23:18 | 17/12/02 11:33 |
| SG3_021227 | 14/12/02 5:54 | 27/12/02 18:09 |
| SG3_030103 | 21/12/02 7:43 | 03/01/03 19:58 |
| SG3_030114 | 31/12/02 23:44 | 14/01/03 11:59 |
| SG3_030124 | 11/01/03 1:00 | 24/01/03 13:15 |
| SG3_030204 | 15/01/03 5:18 | 28/01/03 17:33 |
| SG3_030214 | 04/02/03 9:52 | 14/02/03 12:08 |
| SG3_030219 | 06/02/03 6:00 | 19/02/03 18:15 |
| SG3_030226 | 12/02/03 23:14 | 26/02/03 11:29 |

Tabla 5-7. Ficheros ultrasonido US1 (intervalo total: 21/02/02 7:09 a 26/02/03 12:07).

| US1 (CANAL PRINCIPAL) | | |
|------------------------------|----------------|----------------|
| US1_020304 | 21/02/02 7:09 | 04/03/02 11:20 |
| US1_020311 | 28/02/02 9:10 | 11/03/02 13:21 |
| US1_020318 | 07/03/02 8:41 | 18/03/02 12:52 |
| US1_020326 | 15/03/02 8:44 | 26/03/02 12:55 |
| US1_020404 | 24/03/02 13:44 | 04/04/02 17:55 |
| US1_020408 | 04/04/02 19:01 | 08/04/02 17:36 |
| US1_020412 | 04/04/02 19:01 | 12/04/02 17:42 |
| US1_020418 | 07/04/02 13:39 | 18/04/02 17:50 |
| US1_020426 | 15/04/02 14:13 | 26/04/02 18:24 |
| US1_020503 | 22/04/02 9:10 | 03/05/02 13:21 |
| US1_020506 | 25/04/02 8:42 | 06/05/02 12:53 |
| US1_020513 | 02/05/02 8:30 | 13/05/02 12:41 |
| US1_020520 | 09/05/02 5:39 | 20/05/02 9:50 |
| US1_020527 | 16/05/02 9:29 | 27/05/02 13:40 |
| US1_020531 | 20/05/02 9:42 | 31/05/02 13:53 |
| US1_020603 | 23/05/02 6:18 | 03/06/02 10:29 |
| US1_020610 | 30/05/02 5:43 | 10/06/02 9:54 |
| US1_020616 | 05/06/02 17:05 | 16/06/02 21:16 |
| US1_020705 | 24/06/02 9:39 | 05/07/02 13:50 |
| US1_020716 | 05/07/02 9:20 | 16/07/02 13:31 |
| US1_020723 | 12/07/02 9:12 | 23/07/02 13:23 |
| US1_020726 | 15/07/02 12:16 | 26/07/02 16:27 |
| US1_020730 | 19/07/02 9:07 | 30/07/02 13:18 |
| US1_020807 | 27/07/02 13:41 | 07/08/02 17:52 |
| US1_020813 | 02/08/02 8:38 | 13/08/02 12:49 |
| US1_020820 | 09/08/02 9:14 | 20/08/02 13:25 |
| US1_020903 | 23/08/02 8:36 | 03/09/02 12:47 |
| US1_020912 | 01/09/02 10:40 | 12/09/02 14:51 |
| US1_020917 | 06/09/02 9:45 | 17/09/02 13:56 |
| US1_020926 | 15/09/02 6:56 | 26/09/02 11:07 |
| US1_021008A | 27/09/02 9:09 | 08/10/02 13:20 |
| US1_021008B | 27/09/02 13:15 | 08/10/02 17:26 |
| US1_021011 | 30/09/02 16:16 | 11/10/02 20:27 |
| US1_021015 | 04/10/02 7:18 | 15/10/02 11:29 |
| US1_021016 | 05/10/02 17:35 | 16/10/02 21:46 |
| US1_021022 | 11/10/02 8:00 | 22/10/02 12:11 |
| US1_021023 | 12/10/02 14:04 | 23/10/02 18:15 |
| US1_021024 | 13/10/02 5:38 | 24/10/02 9:49 |
| US1_021029 | 18/10/02 10:24 | 29/10/02 14:35 |
| US1_021101 | 29/10/02 13:32 | 01/11/02 15:15 |
| US1_021105 | 29/10/02 13:32 | 05/11/02 12:52 |
| US1_021112 | 01/11/02 8:06 | 12/11/02 12:17 |
| US1_021119 | 08/11/02 7:43 | 19/11/02 11:54 |
| US1_021125 | 19/11/02 12:02 | 25/11/02 12:50 |
| US1_021126 | 19/11/02 12:02 | 26/11/02 12:11 |
| US1_021203 | 22/11/02 8:26 | 03/12/02 12:37 |
| US1_021210 | 29/11/02 7:55 | 10/12/02 12:06 |
| US1_021217 | 06/12/02 8:03 | 17/12/02 12:14 |
| US1_021227 | 16/12/02 13:20 | 27/12/02 17:31 |
| US1_030103 | 23/12/02 15:12 | 03/01/03 19:23 |
| US1_030114 | 03/01/03 12:19 | 14/01/03 16:30 |
| US1_030124 | 13/01/03 7:47 | 24/01/03 11:58 |
| US1_030130 | 19/01/03 7:09 | 30/01/03 11:20 |
| US1_030204 | 24/01/03 6:10 | 04/02/03 10:21 |
| US1_030214 | 03/02/03 6:57 | 14/02/03 11:08 |
| US1_030219 | 08/02/03 13:45 | 19/02/03 17:56 |
| US1_030226 | 15/02/03 7:56 | 26/02/03 12:07 |

Tabla 5-8. Ficheros ustrasonido US2 (intervalo total: 21/02/02 7:18 a 26/02/03 12:19).

| US2 (PRIMER LAVADO) | | |
|----------------------------|----------------|----------------|
| US2_020304 | 21/02/02 7:18 | 04/03/02 11:29 |
| US2_020311 | 28/02/02 9:02 | 11/03/02 13:13 |
| US2_020318 | 07/03/02 8:46 | 18/03/02 12:57 |
| US2_020326 | 15/03/02 8:53 | 26/03/02 13:04 |
| US2_020404 | 24/03/02 14:06 | 04/04/02 18:17 |
| US2_020408 | 04/04/02 19:22 | 08/04/02 17:47 |
| US2_020412 | 04/04/02 19:22 | 12/04/02 17:57 |
| US2_020418 | 07/04/02 13:50 | 18/04/02 18:01 |
| US2_020426 | 15/04/02 14:23 | 26/04/02 18:34 |
| US2_020503 | 22/04/02 9:19 | 03/05/02 13:30 |
| US2_020506 | 25/04/02 8:55 | 06/05/02 13:06 |
| US2_020513 | 02/05/02 8:57 | 13/05/02 13:08 |
| US2_020520 | 09/05/02 9:49 | 20/05/02 10:00 |
| US2_020527 | 16/05/02 9:42 | 27/05/02 13:43 |
| US2_020531 | 20/05/02 9:51 | 31/05/02 14:02 |
| US2_020603 | 23/05/02 6:27 | 03/06/02 10:38 |
| US2_020610 | 30/05/02 5:56 | 10/06/02 10:07 |
| US2_020616 | 05/06/02 17:16 | 16/06/02 21:27 |
| US2_020705 | 24/06/02 9:48 | 05/07/02 13:59 |
| US2_020716 | 05/07/02 9:13 | 16/07/02 13:24 |
| US2_020723 | 12/07/02 9:20 | 23/07/02 13:31 |
| US2_020726 | 15/07/02 12:20 | 26/07/02 16:31 |
| US2_020730 | 19/07/02 9:17 | 30/07/02 13:28 |
| US2_020807 | 27/07/02 13:53 | 07/08/02 18:04 |
| US2_020813 | 02/08/02 8:53 | 13/08/02 13:04 |
| US2_020820 | 09/08/02 13:50 | 20/08/02 18:01 |
| US2_020903 | 23/08/02 8:46 | 03/09/02 12:57 |
| US2_020912 | 01/09/02 10:52 | 12/09/02 15:03 |
| US2_020917 | 06/09/02 9:54 | 17/09/02 14:05 |
| US2_020926 | 15/09/02 7:01 | 26/09/02 11:12 |
| US2_021008A | 27/09/02 9:17 | 08/10/02 13:28 |
| US2_021008B | 27/09/02 13:22 | 08/10/02 17:33 |
| US2_021011 | 30/09/02 16:05 | 11/10/02 20:16 |
| US2_021015 | 04/10/02 7:06 | 15/10/02 11:17 |
| US2_021016 | 05/10/02 16:35 | 16/10/02 20:46 |
| US2_021022 | 11/10/02 7:44 | 22/10/02 11:55 |
| US2_021023 | 12/10/02 14:07 | 23/10/02 18:18 |
| US2_021024 | 13/10/02 5:44 | 24/10/02 9:55 |
| US2_021029 | 18/10/02 10:37 | 29/10/02 14:48 |
| US2_021101 | 29/10/02 13:47 | 01/11/02 15:05 |
| US2_021105 | 29/10/02 13:47 | 05/11/02 13:11 |
| US2_021112 | 01/11/02 8:12 | 12/11/02 12:23 |
| US2_021119 | 08/11/02 7:56 | 19/11/02 12:07 |
| US2_021125 | 14/11/02 8:39 | 25/11/02 12:50 |
| US2_021126 | 15/11/02 7:48 | 26/11/02 11:59 |
| US2_021203 | 22/11/02 8:34 | 03/12/02 12:45 |
| US2_021210 | 29/11/02 8:08 | 10/12/02 12:19 |
| US2_021217 | 06/12/02 8:12 | 17/12/02 12:23 |
| US2_021227 | 16/12/02 13:31 | 27/12/02 17:42 |
| US2_030103 | 23/12/02 15:26 | 03/01/03 19:37 |
| US2_030114 | 03/01/03 12:38 | 14/01/03 16:49 |
| US2_030124 | 13/01/03 7:43 | 24/01/03 11:54 |
| US2_030130 | 19/01/03 7:18 | 30/01/03 11:29 |
| US2_030204 | 24/01/03 6:21 | 04/02/03 10:32 |
| US2_030214 | 03/02/03 7:12 | 14/02/03 11:23 |
| US2_030219 | 08/02/03 16:22 | 19/02/03 20:33 |
| US2_030226 | 15/02/03 8:08 | 26/02/03 12:19 |

Tabla 5-9. Ficheros ultrasonido US3 (intervalo total: 11/03/02 13:42 a 26/02/03 12:14).

| US3 (CAMARA CENTRAL) | | |
|-----------------------------|----------------|----------------|
| US3_020318 | 11/03/02 13:42 | 18/03/02 13:10 |
| US3_020326 | 15/03/02 8:47 | 26/03/02 12:58 |
| US3_020404 | 24/03/02 13:48 | 04/04/02 17:59 |
| US3_020408 | 04/04/02 19:16 | 08/04/02 17:44 |
| US3_020412 | 04/04/02 19:16 | 12/04/02 17:53 |
| US3_020418 | 07/04/02 13:45 | 18/04/02 17:56 |
| US3_020426 | 15/04/02 14:18 | 26/04/02 18:29 |
| US3_020503 | 22/04/02 9:15 | 03/05/02 13:26 |
| US3_020506 | 25/04/02 8:50 | 06/05/02 13:01 |
| US3_020513 | 02/05/02 8:40 | 13/05/02 12:51 |
| US3_020520 | 09/05/02 5:44 | 20/05/02 9:55 |
| US3_020527 | 16/05/02 9:35 | 27/05/02 13:46 |
| US3_020531 | 20/05/02 9:47 | 31/05/02 13:58 |
| US3_020603 | 23/05/02 6:23 | 03/06/02 10:34 |
| US3_020610 | 30/05/02 5:49 | 10/06/02 10:00 |
| US3_020616 | 05/06/02 17:11 | 16/06/02 21:22 |
| US3_020705 | 24/06/02 9:44 | 05/07/02 13:55 |
| US3_020716 | 05/07/02 9:23 | 16/07/02 13:34 |
| US3_020723 | 12/07/02 9:16 | 23/07/02 13:27 |
| US3_020726 | 15/07/02 12:06 | 26/07/02 16:17 |
| US3_020730 | 19/07/02 9:12 | 30/07/02 13:23 |
| US3_020807 | 27/07/02 13:47 | 07/08/02 17:58 |
| US3_020813 | 02/08/02 8:42 | 13/08/02 12:53 |
| US3_020820 | 09/08/02 13:46 | 20/08/02 17:57 |
| US3_020903 | 23/08/02 8:42 | 03/09/02 12:53 |
| US3_020912 | 01/09/02 10:47 | 12/08/02 14:58 |
| US3_020917 | 06/09/02 9:50 | 17/09/02 14:01 |
| US3_020926 | 15/09/02 6:47 | 26/09/02 10:58 |
| US3_021008A | 27/09/02 9:13 | 08/10/02 13:24 |
| US3_021008B | 27/09/02 13:18 | 08/10/02 17:29 |
| US3_021011 | 30/09/02 16:10 | 11/10/02 20:21 |
| US3_021015 | 04/10/02 7:23 | 15/10/02 11:34 |
| US3_021016 | 05/10/02 17:04 | 16/10/02 21:15 |
| US3_021022 | 11/10/02 7:53 | 22/10/02 12:04 |
| US3_021023 | 12/10/02 13:58 | 23/10/02 18:09 |
| US3_021024 | 13/10/02 5:30 | 24/10/02 9:41 |
| US3_021029 | 18/10/02 10:29 | 29/10/02 14:40 |
| US3_021101 | 29/10/02 13:41 | 01/11/02 15:14 |
| US3_021105 | 29/10/02 13:41 | 05/11/02 13:05 |
| US3_021112 | 01/11/02 8:01 | 12/11/02 12:12 |
| US3_021119 | 08/11/02 7:51 | 19/11/02 12:02 |
| US3_021125 | 14/11/02 8:31 | 25/11/02 12:42 |
| US3_021126 | 15/11/02 8:02 | 26/11/02 12:13 |
| US3_021203 | 22/11/02 8:22 | 03/12/02 12:33 |
| US3_021210 | 29/11/02 8:03 | 10/12/02 12:14 |
| US3_021217 | 06/12/02 7:59 | 17/12/02 12:10 |
| US3_021227 | 16/12/02 13:26 | 27/12/02 17:37 |
| US3_030103 | 23/12/02 15:21 | 03/01/03 19:32 |
| US3_030114 | 03/01/03 12:30 | 14/01/03 16:41 |
| US3_030124 | 13/01/03 7:57 | 24/01/03 12:08 |
| US3_030130 | 19/01/03 7:15 | 30/01/03 11:26 |
| US3_030204 | 24/01/03 6:17 | 04/02/03 10:28 |
| US3_030214 | 03/02/03 7:08 | 14/02/03 11:19 |
| US3_030219 | 08/02/03 16:31 | 19/02/03 20:42 |
| US3_030226 | 15/02/03 8:03 | 26/02/03 12:14 |

5.2.1.3. Tabla temporal de los valores registrados

En sendos archivos de EXCEL, denominados REGISTROS EN CONTINUO HIDRAULICA.XLS y REGISTROS EN CONTINUO CONTAMINACIÓN.XLS, se han generado tablas con los valores registrados en continuo por todos los aparatos. En el primer archivo se presenta una tabla, para cada mes, con los valores registrados por el pluviómetro, los caudalímetros y los medidores de nivel, mientras que en el segundo archivo se presentan, también para cada mes, los valores registrados por la sonda multiparamétrica.

Los valores de hidráulica que se presentan en la primera tabla con un intervalo de un minuto son:

- FECHA Y HORA
- PULSOS REGISTRADOS POR EL PLUVIÓMETRO
- PRECIPITACIÓN
- NIVEL DE AGUA EN LA SECCIÓN SG1
- VELOCIDAD DEL AGUA EN LA SECCIÓN SG1
- CAUDAL EN LA SECCIÓN SG1
- NIVEL DE AGUA EN LA SECCIÓN SG2
- VELOCIDAD DEL AGUA EN LA SECCIÓN SG2
- CAUDAL EN LA SECCIÓN SG2
- NIVEL DE AGUA EN LA SECCIÓN SG3
- VELOCIDAD DEL AGUA EN LA SECCIÓN SG3
- CAUDAL EN LA SECCIÓN SG3
- LECTURA DEL US1
- DISTANCIA DEL US1 A LA SUPERFICIE DE AGUA
- COTA DEL NIVEL DE AGUA EN EL DEPÓSITO EN LÍNEA REGISTRADA POR EL US1
- LECTURA DEL US2
- DISTANCIA DEL US2 A LA SUPERFICIE DE AGUA
- COTA DEL NIVEL DE AGUA EN EL DEPÓSITO EN LÍNEA REGISTRADA POR EL US2

- LECTURA DEL US3
- DISTANCIA DEL US3 A LA SUPERFICIE DE AGUA
- COTA DEL NIVEL DE AGUA EN EL DEPÓSITO EN LÍNEA REGISTRADA POR EL US3

Y los valores de contaminación que se presentan en la segunda tabla, con un intervalo de cinco minutos, son:

- FECHA Y HORA
- TEMPERATURA
- pH
- CONDUCTIVIDAD

5.2.1.4. Fichas de explotación y mantenimiento de secciones de control

Con el fin de realizar una correcta explotación y mantenimiento de los equipos situados en las diferentes secciones de control se estableció una serie de protocolos a seguir a la hora de realizar las labores de mantenimiento.

Para que resultase más sencillo seguir estas pautas se elaboró una ficha de explotación y mantenimiento, que debía ser cumplimentada en cada visita que se realizase a la instalación.

En el Anejo III se presenta la ficha de explotación y mantenimiento tipo para esta instalación.

5.2.1.5. Incidencias en la explotación y mantenimiento de la instrumentación

Durante los meses en los que se realizó el estudio surgieron varios problemas o dificultades a las que se tuvo que hacer frente. A continuación se citan los más relevantes:

- El caudalímetro SG3, situado inicialmente en la salida del dissipador, medía velocidades negativas en determinados momentos, sobre todo para caudales bajos. Tras cinco meses de caracterización se decidió cambiar dicho caudalímetro a la sección de entrada del dissipador, que no presentaba este problema, aunque el acceso a la misma es bastante más difícil.
- El vórtice que hay en la salida hacia la depuradora no funciona como tal por lo que, en tiempo de lluvia, cuando el depósito se llena, los registros del caudalímetro SG1 no son válidos pues parte del agua que sale del depósito no atraviesa la sección donde se estaba midiendo el caudal. Por este motivo, el caudal que sale hacia la depuradora se calculó haciendo el balance entre el agua que entra en el depósito, la que se almacena y la que se vierte por el aliviadero.

- Las sondas doppler, utilizadas por los caudalímetros para medir la velocidad media de la corriente, son propensas a estropearse, sobre todo por golpes de piedras, cuando llevan cierto tiempo colocadas. Se optó por aprovechar los datos válidos para obtener las curvas de aforo de las distintas secciones y calcular el caudal a partir del registro de niveles y de dichas curvas de aforo.
- Tras ocho meses de funcionamiento se estropeó la alimentación de la sonda multiparamétrica. Hubo que mandarla a reparar, por lo que estuvo sin medir desde el 03/10/02 hasta el 04/02/03.
- La captación del TM3, cuando estaba colocada en su segunda ubicación, tenía tendencia a obstruirse, por estar apoyada en una zona en la que se acumulan sedimentos. Fue necesario fijarla a una de las paredes laterales de la sección en la que se encontraba.
- El brazo distribuidor del tomamuestras TM2 falló en dos ocasiones, por lo que en dos de los tres sucesos tipo C que se captaron se perdieron las últimas muestras.
- Desde el 02/01/03 hasta el 11/01/03 la salida del depósito hacia la depuradora estuvo taponada por una rama, lo que provocó que el tanque en línea no se llegase a vaciar completamente tras los sucesos.
- Se produjeron varios cortes en el suministro eléctrico, tanto en el disipador como en el depósito-aliviadero.
- Como consecuencia de diversos actos vandálicos, que se registraron en la zona del depósito-aliviadero, se careció de pluviómetro desde el 25/05/02 hasta el 05/07/02.

5.2.2. Comportamiento de la cuenca

5.2.2.1. Tiempo seco

5.2.2.1.1. Variación diaria de caudales en tiempo seco

El análisis de los hidrogramas de tiempo seco se hizo a partir de los datos registrados en el caudalímetro SG1. Se eligió este caudalímetro por que el SG3, que en tiempo seco debería registrar lo mismo, registraba, sobre todo para caudales bajos, algunos datos de velocidad negativa y esto podría falsear los resultados. A continuación, y a modo de ejemplo, se muestra una serie de medidas de caudal en tiempo seco, correspondiente a la semana del 8 al 14 de abril de 2002.

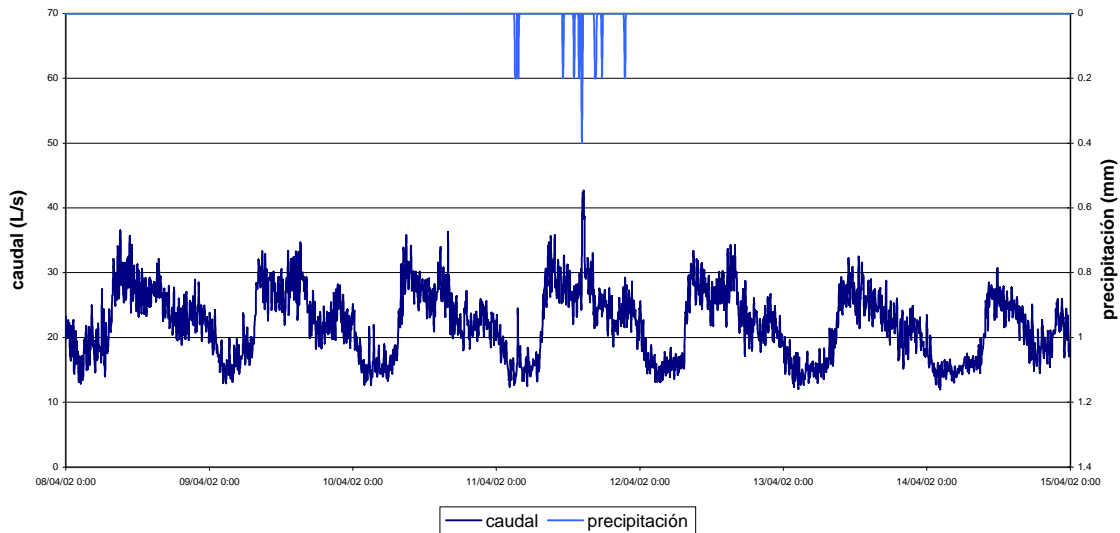


Figura 5-1. Registro de caudales en tiempo seco.

En primer lugar, se separaron los días considerados de tiempo seco, que eran aquellos en los que el pluviómetro no había registrado lluvias. Tras este filtrado de los datos se seleccionaron 43 días de tiempo seco: 9 lunes, 5 martes, 6 miércoles, 5 jueves (2 de ellos festivos), 6 viernes (1 festivo), 8 sábados y 4 domingos.

El caudalímetro registra un dato de nivel y otro de velocidad cada minuto y, a partir de estos dos valores, calcula el caudal teniendo en cuenta las características de la sección. Para el análisis que se presenta a continuación se escogió un intervalo de tiempo de 5 minutos, por lo que hubo que pasar estos datos a intervalo cincominutal, haciendo la media entre cada 5 valores. Así, se pasó de 1440 datos para cada día, a 288 datos al día.

Una vez realizado este cambio en el intervalo de tiempo, se obtuvieron, para cada día, el valor medio, el valor máximo y el valor mínimo de caudal y, a partir de estos datos, se calcularon el coeficiente punta y el coeficiente de mínimos. El coeficiente punta se calcula como el cociente entre el valor máximo y el valor medio, y el coeficiente de mínimos como el cociente entre el valor mínimo y el valor medio. Haciendo el promedio entre los resultados de cada día, se obtuvieron los valores que, para cada categoría, se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 5-10. Valores y coeficientes característicos de caudales en tiempo seco según la categoría.

| | Caudales (L/s) | | | | |
|------------|----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Lunes | 22.76 | 34.59 | 12.18 | 1.52 | 0.53 |
| Martes | 23.13 | 35.54 | 12.53 | 1.54 | 0.54 |
| Miércoles | 26.30 | 39.12 | 16.32 | 1.50 | 0.61 |
| Jueves | 22.53 | 34.53 | 12.29 | 1.53 | 0.54 |
| Viernes | 24.33 | 36.91 | 14.63 | 1.52 | 0.59 |
| Sábado | 21.62 | 32.73 | 13.65 | 1.52 | 0.63 |
| Domingo | 20.88 | 30.95 | 13.62 | 1.48 | 0.64 |
| Laborables | 23.84 | 36.14 | 13.58 | 1.52 | 0.56 |
| Festivos | 21.63 | 32.44 | 13.79 | 1.50 | 0.63 |
| Todos | 23.07 | 34.85 | 13.65 | 1.51 | 0.59 |

También se obtuvieron unos hidrogramas típicos para las dos situaciones (días laborables y días festivos) y el hidrograma medio. Estos hidrogramas típicos se obtuvieron haciendo el promedio de los valores asociados a cada múltiplo de cinco minutos para las dos circunstancias, es decir, separando días laborables, por un lado, y días festivos por otro. Para estos valores promediados se obtuvieron también el valor medio, el valor máximo y el valor mínimo, y se calcularon los coeficientes punta y de mínimos, que se presentan también tabulados.

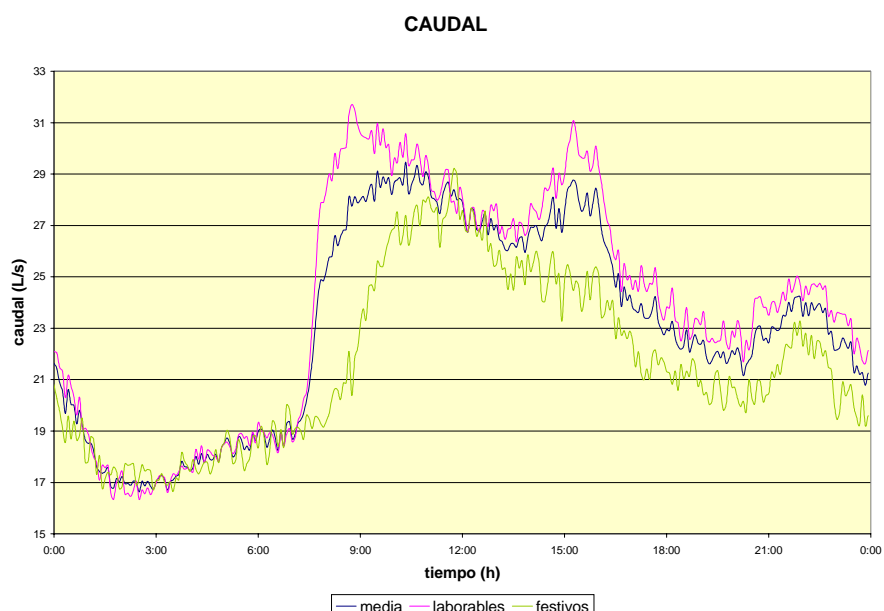


Figura 5-2. Hidrogramas de tiempo seco.

Tabla 5-11. Valores y coeficiente característicos de caudales en tiempo seco.

| | Caudales (L/s) | | | | |
|------------|----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 23.84 | 31.71 | 16.34 | 1.33 | 0.69 |
| Festivos | 21.63 | 29.22 | 16.65 | 1.35 | 0.77 |
| Todos | 23.07 | 29.46 | 16.63 | 1.28 | 0.72 |

Se observa, en esta última tabla, que los valores máximos y mínimos están menos alejados del valor medio y, por lo tanto, se obtienen valores de los coeficientes punta y mínimos más próximos a 1. Esto se debe a que, al ser valores promediados, se pierden los valores extremos obteniendo unas curvas suavizadas.

Como resultado de este análisis, se ha obtenido un hidrograma de días laborables con tres puntas, que coinciden con las tres comidas más importantes. Una punta entre las ocho y las nueve de la mañana, que se debe al desayuno y al aseo; la siguiente punta después de la comida, hacia las tres de la tarde; y una punta menos acusada a las diez de la noche, que coincide con la cena. El fin de semana los valores de caudal son menores y las puntas están menos definidas.

5.2.2.1.2. Variación diaria de contaminación en tiempo seco

Durante el día, de la misma forma que varían los caudales también lo hacen las concentraciones de los contaminantes en el agua residual urbana. Las variaciones de algunos contaminantes tienen una forma muy parecida a las variaciones de caudales, con puntas que se dan casi simultáneamente, mientras que otros tienen su propia curva característica. Por este motivo, se procede a continuación a estudiar la variación de los contaminantes en tiempo seco.

Se analizarán, en primer lugar, los datos en continuo recogidos por la sonda multiparamétrica y, a continuación, los derivados de la campaña de tiempo seco.

Registro en continuo

En primer lugar, y a modo de ejemplo, se presentan los valores de temperatura, pH y conductividad registrados por la sonda multiparamétrica durante la semana del 17 al 24 de junio de 2002, donde se puede apreciar claramente el ciclo diario. También se puede observar que en el registro del pH se produce un agotamiento de la señal a medida que se va acumulando suciedad en la sonda, que se recupera tras las labores de limpieza y calibración.

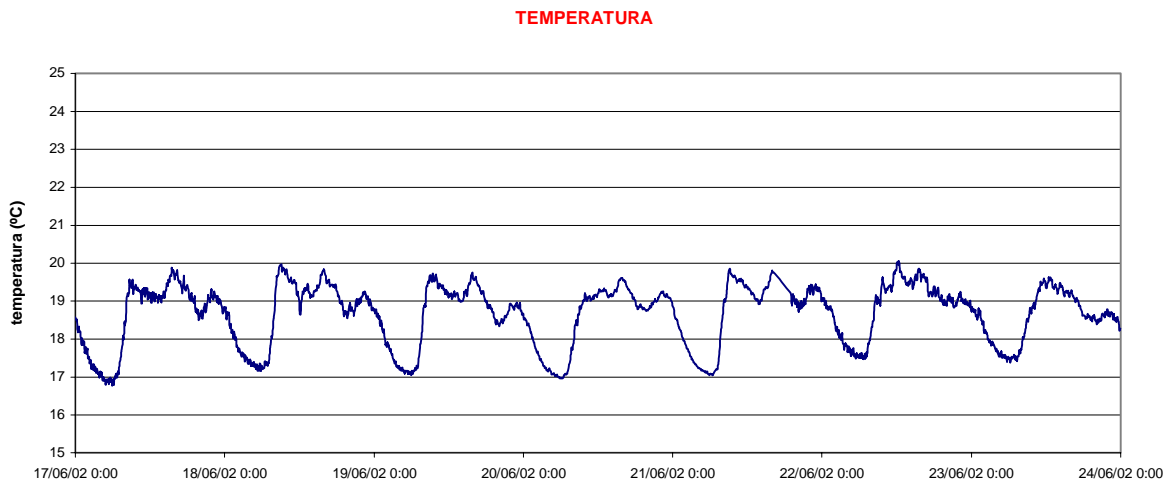


Figura 5-3. Registro de temperatura en tiempo seco

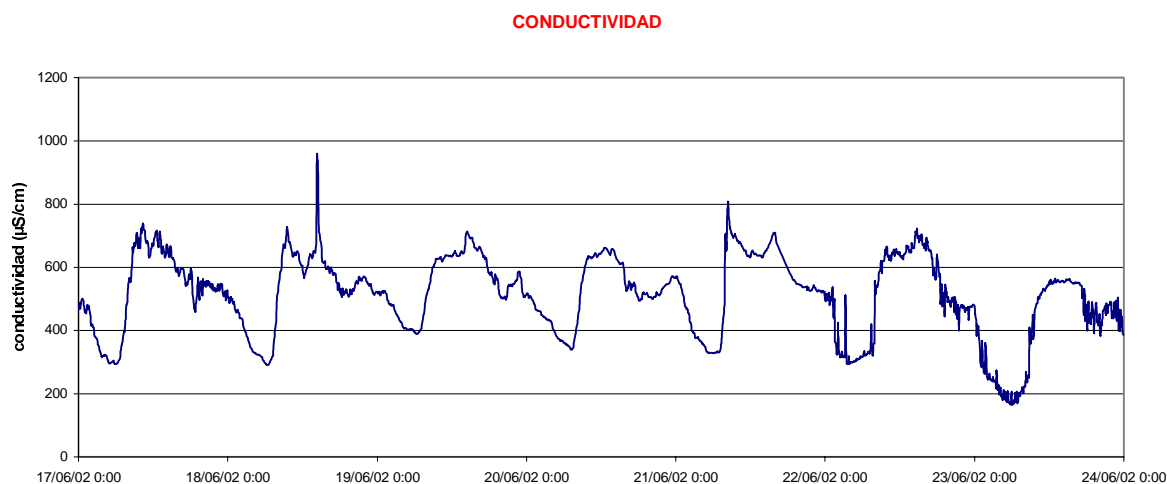


Figura 5-4. Registro de conductividad en tiempo seco

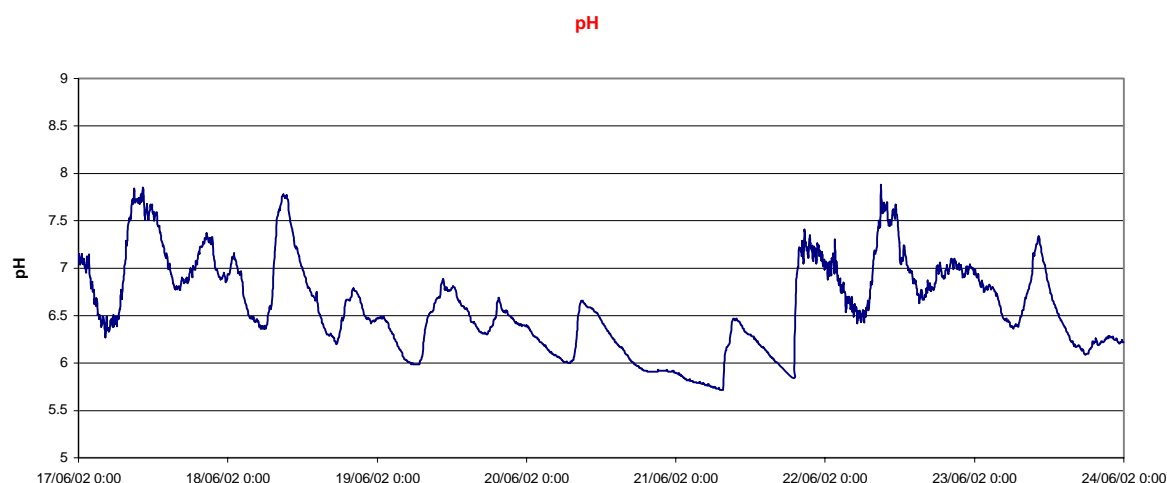


Figura 5-5. Registro de pH en tiempo seco

El mismo análisis realizado con los caudales se aplicó a los datos de temperatura, conductividad y pH, que se habían registrado con la sonda multiparamétrica. A continuación pueden verse los resultados que se obtuvieron.

Para hacer el análisis de tiempo seco de los registros de la sonda, en primer lugar se hizo un filtrado de los datos. Este filtrado consistió en descartar los días en los que la lectura del pluviómetro no era nula. Una vez filtrados los datos, se seleccionaron 49 días: 9 lunes, 7 martes, 4 miércoles, 6 jueves (de los cuales uno fue festivo), 6 viernes, 9 sábados y 8 domingos.

La sonda multiparamétrica estaba programada para registrar un dato cada 5 minutos y éste fue el intervalo que se utilizó para realizar el estudio. De la misma forma que para los caudales, se obtuvieron, para cada día, el valor medio, el valor máximo y el valor mínimo de los tres parámetros que mide la sonda y, a partir de estos datos, se calcularon el coeficiente punta y el coeficiente de mínimos. Promediando los valores calculados para cada día se

extrajeran los resultados de las tres tablas que se presentan a continuación, para cada día de la semana y separando laborables y festivos.

Tabla 5-12. Valores y coeficientes característicos de temperatura en tiempo seco según la categoría.

| | Temperatura (°C) | | | | |
|------------|------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Lunes | 16.23 | 17.58 | 14.42 | 1.08 | 0.89 |
| Martes | 16.45 | 17.78 | 14.30 | 1.08 | 0.87 |
| Miércoles | 16.61 | 17.83 | 14.77 | 1.07 | 0.89 |
| Jueves | 16.93 | 18.18 | 15.08 | 1.08 | 0.89 |
| Viernes | 16.69 | 17.89 | 14.70 | 1.07 | 0.88 |
| Sábado | 16.61 | 17.68 | 14.92 | 1.06 | 0.90 |
| Domingo | 17.10 | 18.17 | 15.69 | 1.06 | 0.92 |
| | | | | | |
| Laborables | 16.53 | 17.82 | 14.60 | 1.08 | 0.88 |
| Festivos | 16.79 | 17.86 | 15.25 | 1.06 | 0.91 |
| Todos | 16.63 | 17.83 | 14.84 | 1.07 | 0.89 |

Tabla 5-13. Valores y coeficientes característicos de pH en tiempo seco según la categoría.

| | pH | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Lunes | 6.89 | 7.92 | 6.19 | 1.14 | 0.90 |
| Martes | 6.70 | 7.57 | 6.20 | 1.12 | 0.93 |
| Miércoles | 6.58 | 7.22 | 6.04 | 1.10 | 0.92 |
| Jueves | 6.40 | 6.82 | 5.92 | 1.06 | 0.93 |
| Viernes | 6.64 | 7.96 | 6.00 | 1.20 | 0.90 |
| Sábado | 6.87 | 7.78 | 6.33 | 1.13 | 0.92 |
| Domingo | 6.29 | 6.81 | 5.96 | 1.08 | 0.95 |
| | | | | | |
| Laborables | 6.68 | 7.58 | 6.09 | 1.13 | 0.91 |
| Festivos | 6.59 | 7.32 | 6.16 | 1.11 | 0.94 |
| Todos | 6.65 | 7.48 | 6.12 | 1.12 | 0.92 |

Tabla 5-14. Valores y coeficientes característicos de conductividad en tiempo seco según la categoría.

| | Conductividad (μS/cm) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Lunes | 347 | 728 | 178 | 3.67 | 0.44 |
| Martes | 420 | 1028 | 143 | 2.77 | 0.32 |
| Miércoles | 659 | 975 | 323 | 1.71 | 0.47 |
| Jueves | 505 | 763 | 286 | 1.86 | 0.46 |
| Viernes | 451 | 829 | 237 | 3.35 | 0.36 |
| Sábado | 440 | 750 | 254 | 3.56 | 0.51 |
| Domingo | 414 | 587 | 235 | 1.70 | 0.58 |
| | | | | | |
| Laborables | 449 | 853 | 218 | 2.86 | 0.40 |
| Festivos | 433 | 700 | 249 | 2.66 | 0.55 |
| Todos | 443 | 796 | 229 | 2.78 | 0.46 |

También se obtuvieron unos polutogramas típicos para las dos situaciones (días laborables y días festivos) y el polutograma medio. Para estos valores promediados se determinaron también el valor medio, el valor máximo y el valor mínimo, y se calcularon los coeficientes punta y de mínimos, que se presentan igualmente tabulados.

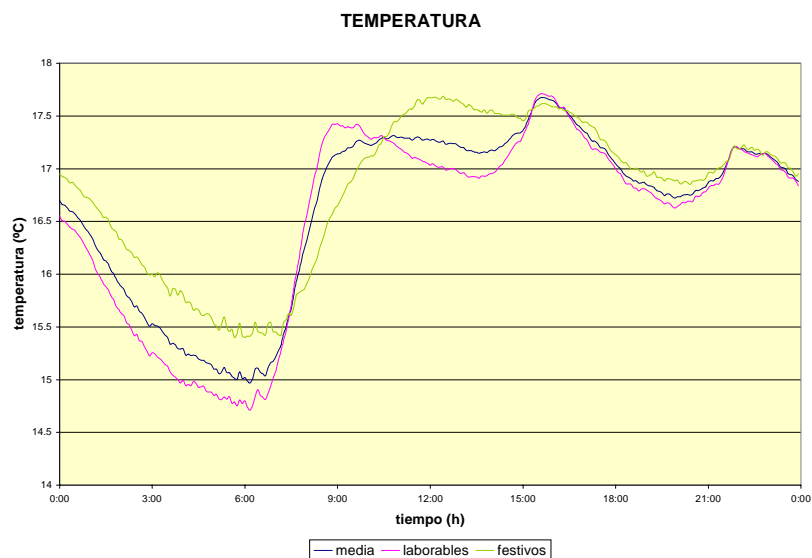


Figura 5-6. Polutogramas de temperatura de tiempo seco.

Tabla 5-15. Valores y coeficiente característicos de temperatura en tiempo seco.

| | Temperatura (°C) | | | | |
|------------|------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 16.53 | 17.71 | 14.71 | 1.07 | 0.89 |
| Festivos | 16.79 | 17.69 | 15.40 | 1.05 | 0.92 |
| Todos | 16.63 | 17.68 | 14.97 | 1.06 | 0.90 |

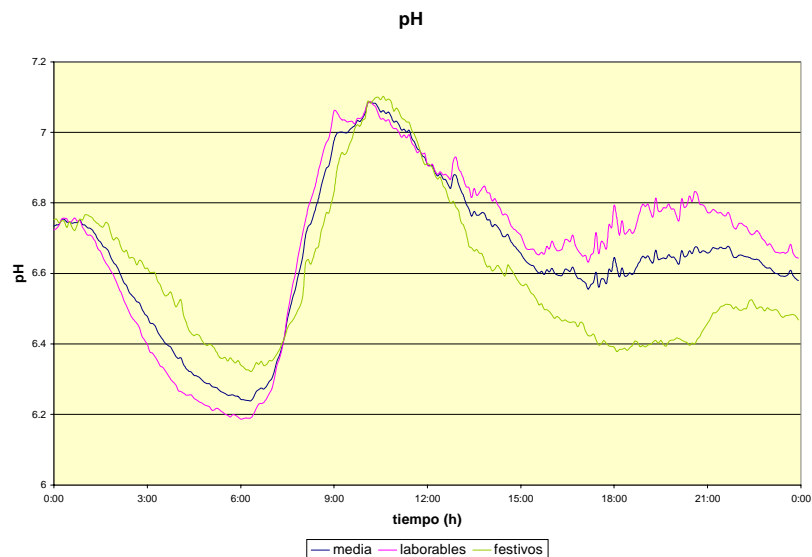


Figura 5-7. Polutogramas de pH de tiempo seco.

Tabla 5-16. Valores y coeficiente característicos de pH en tiempo seco.

| | pH | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 6.68 | 7.09 | 6.19 | 1.06 | 0.93 |
| Festivos | 6.59 | 7.10 | 6.32 | 1.08 | 0.96 |
| Todos | 6.65 | 7.09 | 6.24 | 1.07 | 0.94 |

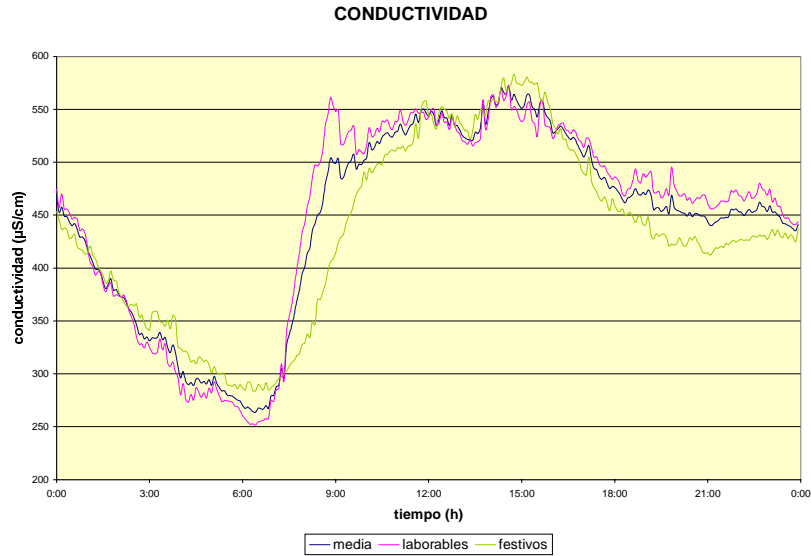


Figura 5-8. Polutogramas de conductividad de tiempo seco.

Tabla 5-17. Valores y coeficiente característicos de conductividad en tiempo seco.

| | Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | | | | |
|------------|---|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 449 | 572 | 252 | 1.27 | 0.56 |
| Festivos | 433 | 583 | 284 | 1.35 | 0.66 |
| Todos | 443 | 572 | 264 | 1.29 | 0.60 |

Lo mismo que ocurría con los caudales, ocurre con la temperatura, el pH y la conductividad. Es decir, se puede observar en las distintas tablas que los valores máximos y mínimos se parecen más al valor medio y, por lo tanto, los valores de los coeficientes punta y mínimos están más cerca de 1. La explicación es la misma que en el caso de los caudales.

El ciclo diario de la temperatura es similar al de caudales. Sin embargo, los ciclos de pH y conductividad están más asociados a la contaminación. La punta de valores de pH se produce con las actividades de aseo de la mañana, mientras que la máxima de conductividad se produce entre las tres y las cuatro de la tarde, en las actividades de lavado de instrumentos de cocina y aseo. Se produce otra punta de conductividad menos acusada por la mañana que es más marcada y más temprano los días laborables.

Campaña de caracterización de la contaminación de tiempo seco

Como apoyo a los resultados obtenidos a partir de los valores registrados por la sonda multiparamétrica, se muestran a continuación los resultados obtenidos, para los contaminante que se han considerado de mayor interés, durante la campaña de tiempo seco. Los resultados obtenidos en la campaña de tiempo seco para todos los contaminantes se pueden ver en el Anejo IV.

En primer lugar se representan gráficamente los resultados obtenidos en las analíticas para cada muestra y, a continuación, también gráficamente, los valores promediados para días laborales, festivos y la media, con su

correspondiente tabla de valores medios, máximos y mínimos y coeficiente punta y de mínimos, para las tres circunstancias.

La mayor parte de los contaminantes se midieron determinando el valor de su concentración, por lo que pareció lógico calcular un valor medio ponderado a caudal, que quizá sea un valor más representativo de la aportación de contaminación total de la subcuenca. Por lo tanto, se incluye también una tabla con los valores medios ponderados a caudal.

En los metales se midió, en las 48 muestras de tiempo seco, la cantidad total de metal y la fracción disuelta, debido a la importancia que tiene la forma de presentación de un metal para la valoración de su toxicidad. Se presentan los resultados de los metales como cantidad de metal total, fracción disuelta y fracción particulada (que se calcula como diferencia entre las dos anteriores).

Sólidos disueltos totales

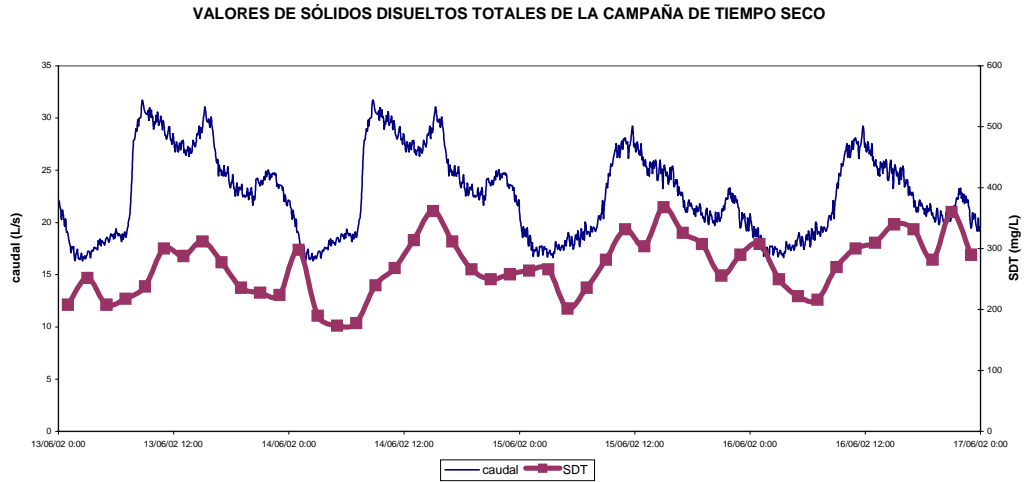


Figura 5-9. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos disueltos totales de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-18. Medias ponderadas a caudal de sólidos disueltos totales.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | SDT (mg/L) |
| Laborables | 260 |
| Festivos | 292 |
| Todos | 275 |

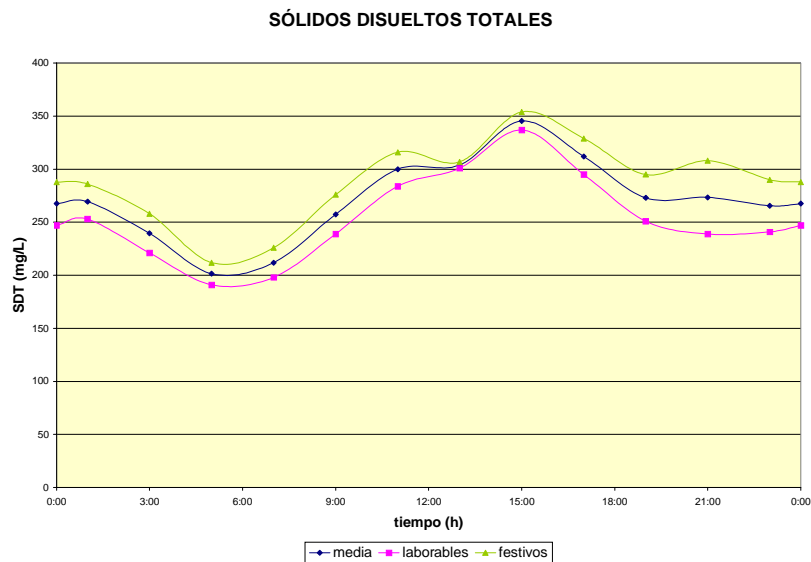


Figura 5-10. Polutogramas de tiempo seco de sólidos disueltos totales.

Tabla 5-19. Valores y coeficientes característicos de sólidos disueltos totales en tiempo seco.

| | SDT (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 254 | 337 | 191 | 1.33 | 0.75 |
| Festivos | 288 | 354 | 212 | 1.23 | 0.74 |
| Todos | 271 | 345 | 202 | 1.27 | 0.74 |

Sólidos en suspensión totales

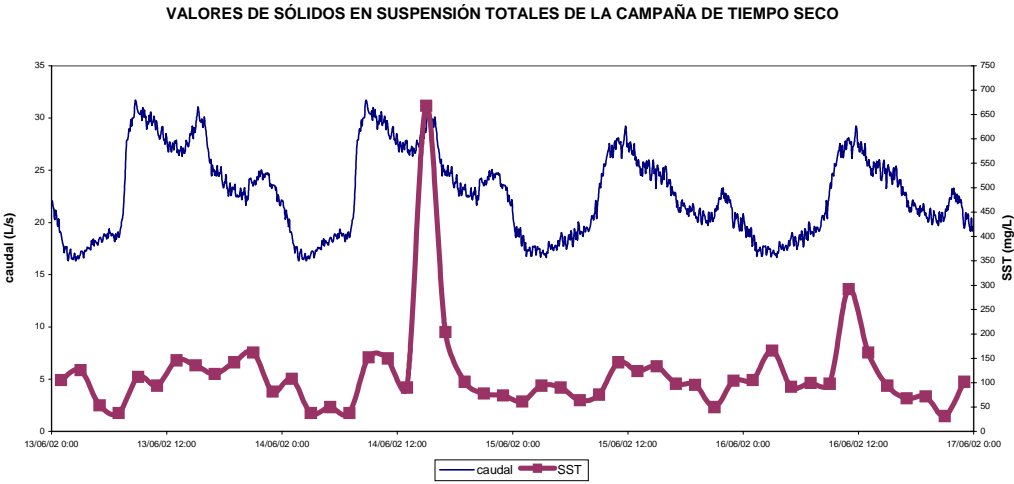


Figura 5-11. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos en suspensión totales de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-20. Medias ponderadas a caudal de sólidos en suspensión totales.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | SST (mg/L) |
| Laborables | 137 |
| Festivos | 109 |
| Todos | 124 |

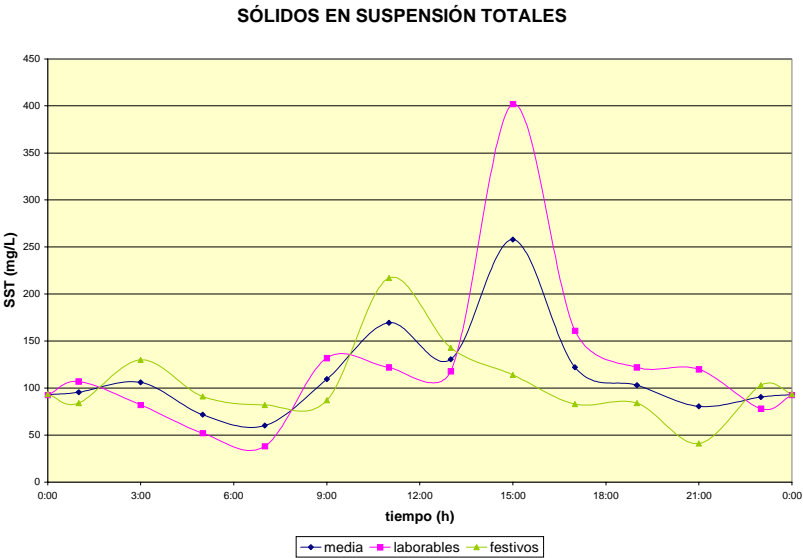


Figura 5-12. Polutogramas de tiempo seco de sólidos en suspensión totales.

Tabla 5-21. Valores y coeficientes característicos de sólidos en suspensión totales en tiempo seco.

| | SST (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 128 | 402 | 38 | 3.14 | 0.30 |
| Festivos | 105 | 217 | 41 | 2.07 | 0.39 |
| Todos | 116 | 258 | 60 | 2.22 | 0.52 |

Coliformes totales

VALORES DE COLIFORMES TOTALES DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

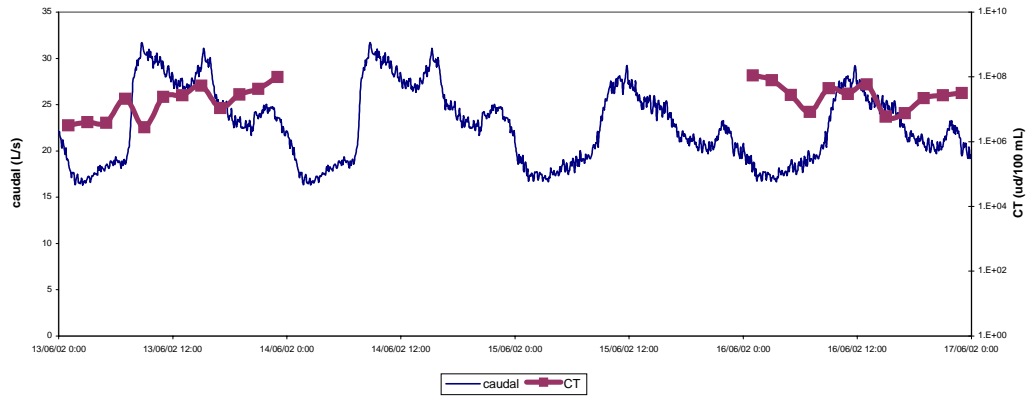


Figura 5-13. Resultados de laboratorio de los análisis de coliformes totales de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-22. Medias ponderadas a caudal de coliformes totales.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------------|
| | CT (ud/100 mL) |
| Laborables | $2.8 \cdot 10^7$ |
| Festivos | $3.6 \cdot 10^7$ |
| Todos | $3.2 \cdot 10^7$ |

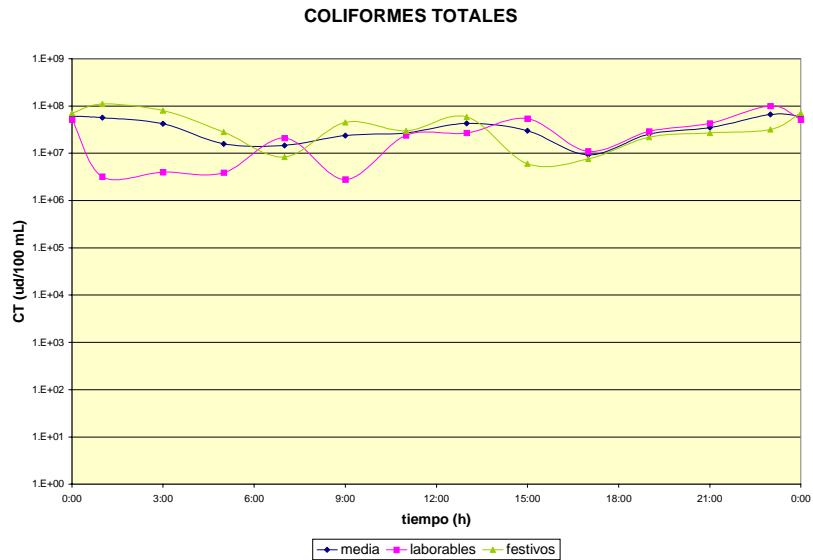


Figura 5-14. Polutogramas de tiempo seco de coliformes totales.

Tabla 5-23. Valores y coeficientes característicos de coliformes totales en tiempo seco.

| | CT (ud/100 mL) | | | | |
|------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | $2.7 \cdot 10^7$ | 10^8 | $2.8 \cdot 10^6$ | 3.72 | 0.10 |
| Festivos | $3.8 \cdot 10^7$ | $1.1 \cdot 10^8$ | $6.0 \cdot 10^6$ | 2.90 | 0.16 |
| Todos | $3.2 \cdot 10^7$ | $6.6 \cdot 10^7$ | $9.3 \cdot 10^6$ | 2.04 | 0.29 |

Coliformes fecales

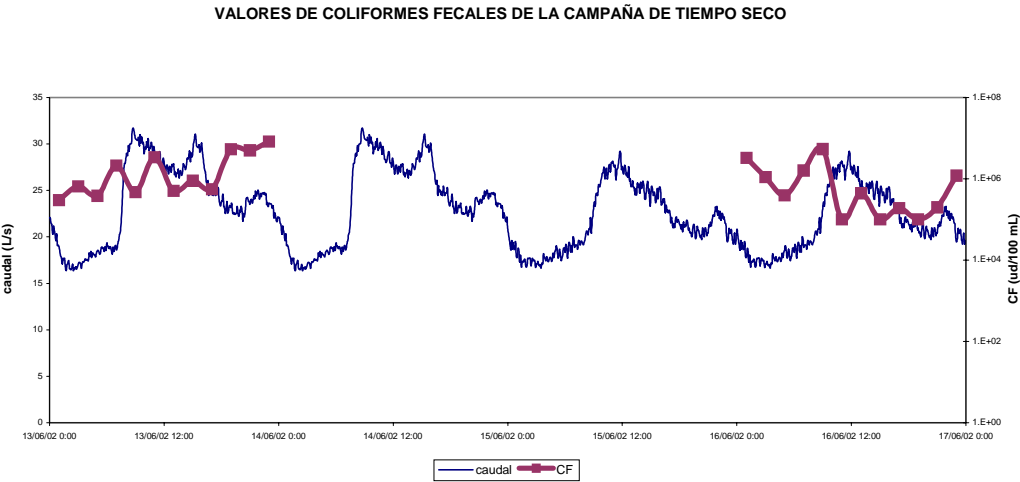


Figura 5-15. Resultados de laboratorio de los análisis de coliformes fecales de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-24. Medias ponderadas a caudal de coliformes fecales.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------------|
| | CF (ud/100 mL) |
| Laborables | $2.3 \cdot 10^6$ |
| Festivos | $1.1 \cdot 10^6$ |
| Todos | $1.7 \cdot 10^6$ |

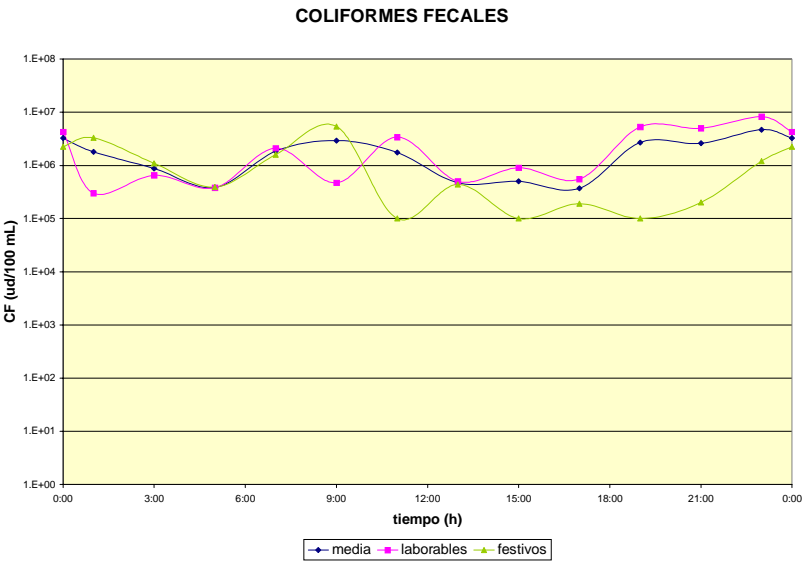


Figura 5-16. Polutogramas de tiempo seco de coliformes fecales.

Tabla 5-25. Valores y coeficientes característicos de coliformes fecales en tiempo seco.

| | CF (ud/100 mL) | | | | |
|------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | $2.3 \cdot 10^6$ | $8.2 \cdot 10^6$ | $3 \cdot 10^5$ | 3.55 | 0.13 |
| Festivos | $1.1 \cdot 10^6$ | $5.4 \cdot 10^6$ | 10^5 | 4.59 | 0.08 |
| Todos | $1.7 \cdot 10^6$ | $4.7 \cdot 10^6$ | $3.7 \cdot 10^5$ | 2.69 | 0.21 |

NTK

VALORES DE NTK DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

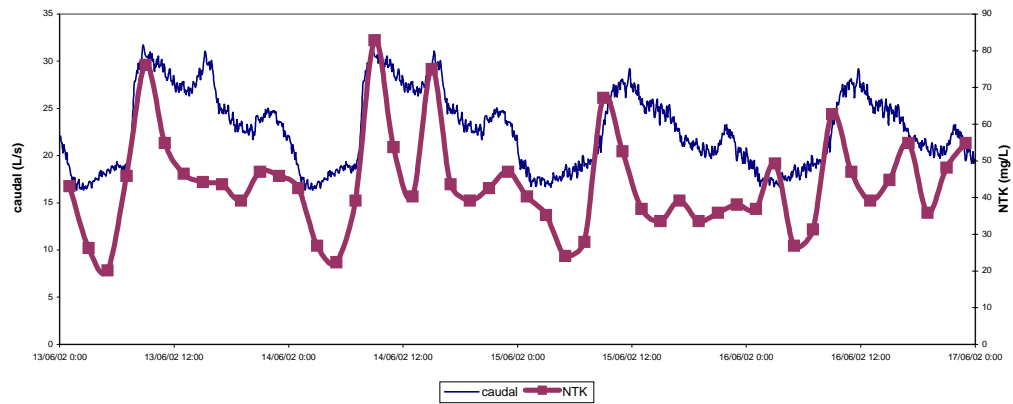


Figura 5-17. Resultados de laboratorio de los análisis de NTK de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-26. Medias ponderadas a caudal de NTK.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | NTK (mg/L) |
| Laborables | 47.6 |
| Festivos | 42.1 |
| Todos | 45.0 |

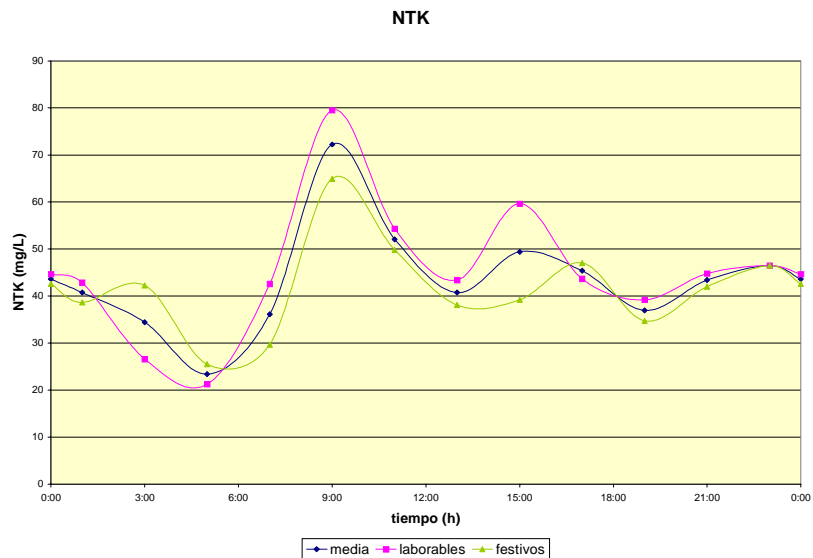


Figura 5-18. Polutogramas de tiempo seco de NTK.

Tabla 5-27. Valores y coeficientes característicos de NTK en tiempo seco.

| | NTK (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 45.4 | 79.5 | 21.3 | 1.75 | 0.47 |
| Festivos | 41.5 | 65.0 | 25.5 | 1.56 | 0.61 |
| Todos | 43.5 | 72.2 | 23.4 | 1.66 | 0.54 |

Nitrógeno amoniacal

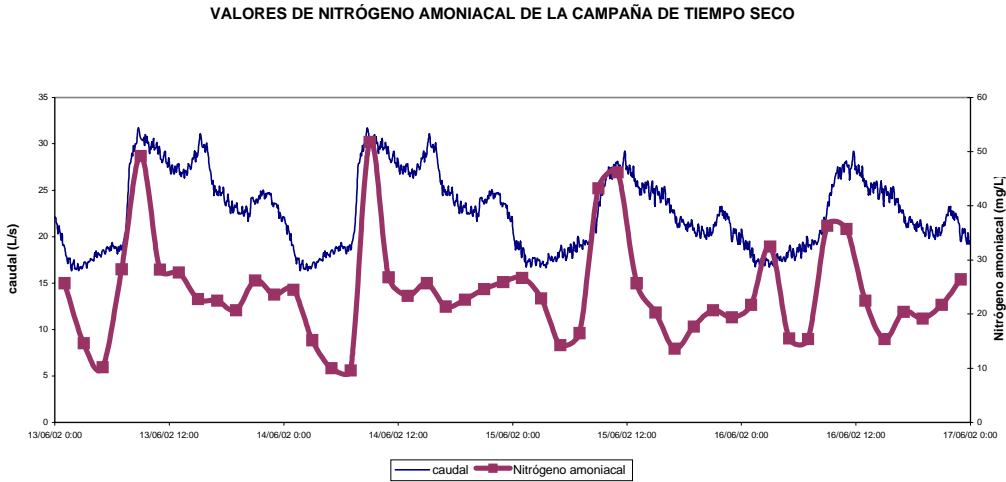


Figura 5-19. Resultados de laboratorio de los análisis de nitrógeno amoniacal de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-28. Medias ponderadas a caudal de nitrógeno amoniacal.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|----------------------------|
| | Nitrógeno amoniacal (mg/L) |
| Laborables | 25.5 |
| Festivos | 24.3 |
| Todos | 24.9 |

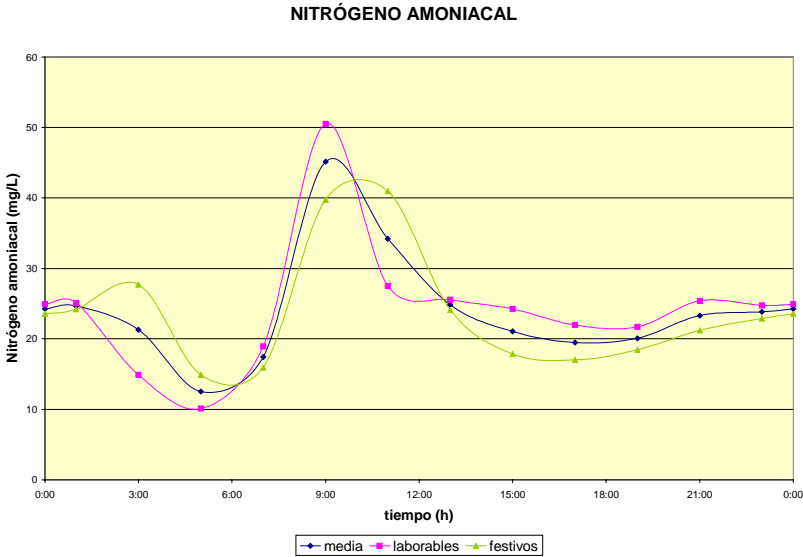


Figura 5-20. Polutogramas de tiempo seco de nitrógeno amoniacal.

Tabla 5-29. Valores y coeficientes característicos de nitrógeno amoniacal en tiempo seco.

| | Nitrógeno amoniacal (mg/L) | | | | |
|------------|----------------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 24.2 | 50.5 | 10.1 | 2.09 | 0.42 |
| Festivos | 23.7 | 41.0 | 14.9 | 1.72 | 0.63 |
| Todos | 24.0 | 45.1 | 12.5 | 1.88 | 0.52 |

DBO₅

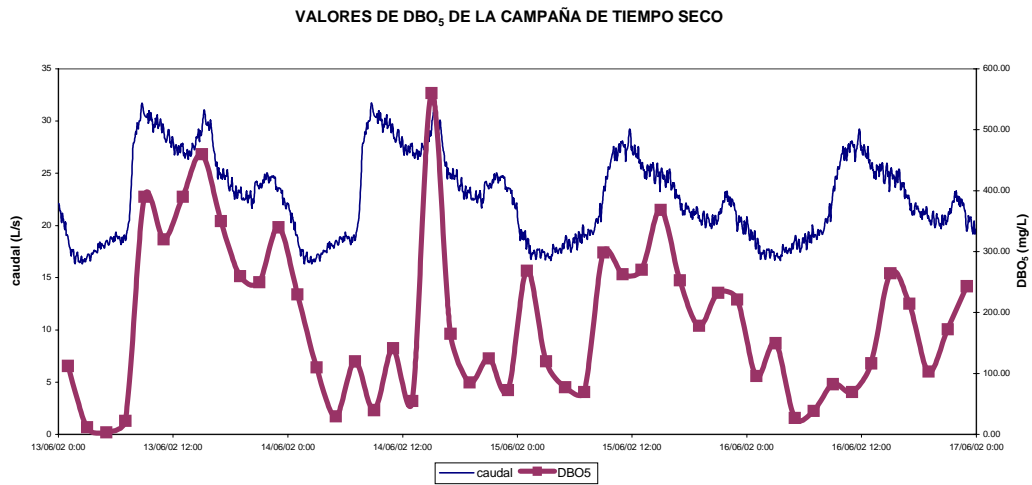


Figura 5-21. Resultados de laboratorio de los análisis de DBO₅ de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-30. Medias ponderadas a caudal de DBO₅.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-------------------------|
| | DBO ₅ (mg/L) |
| Laborables | 210 |
| Festivos | 180 |
| Todos | 196 |

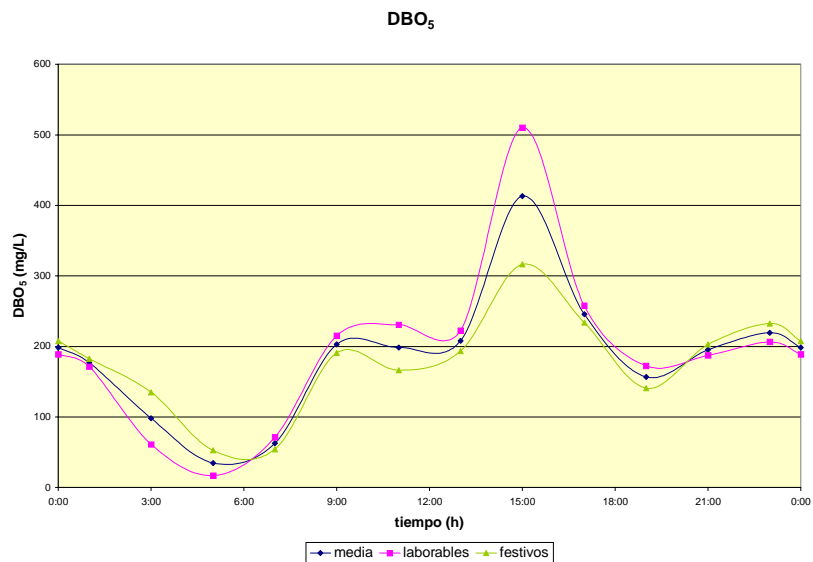


Figura 5-22. Polutogramas de tiempo seco de DBO₅.

Tabla 5-31. Valores y coeficientes característicos de DBO₅ en tiempo seco.

| | DBO ₅ (mg/L) | | | | |
|------------|-------------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 194 | 510 | 17 | 2.63 | 0.09 |
| Festivos | 175 | 316 | 52 | 1.81 | 0.30 |
| Todos | 184 | 413 | 35 | 2.24 | 0.19 |

DQO total

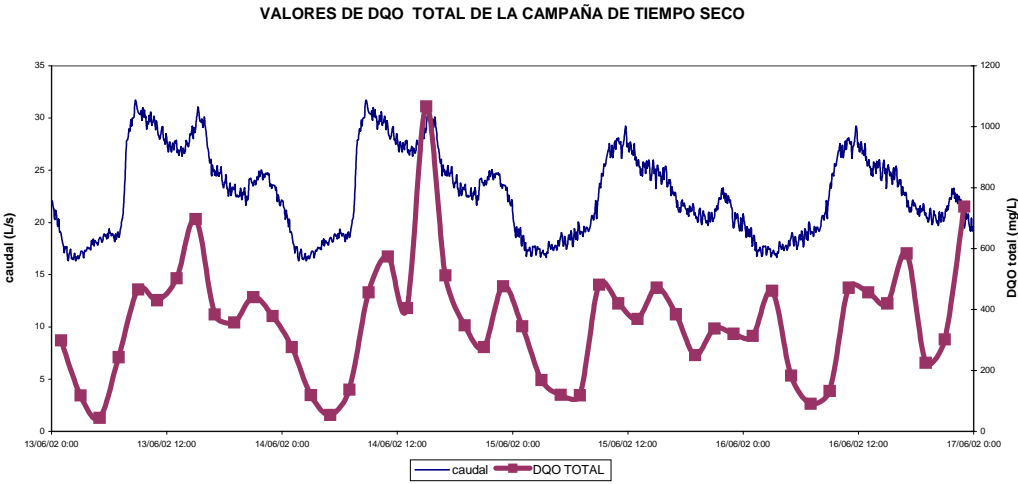


Figura 5-23. Resultados de laboratorio de los análisis de DQO total de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-32. Medias ponderadas a caudal de DQO total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------------|
| | DQO total (mg/L) |
| Laborables | 410 |
| Festivos | 350 |
| Todos | 382 |

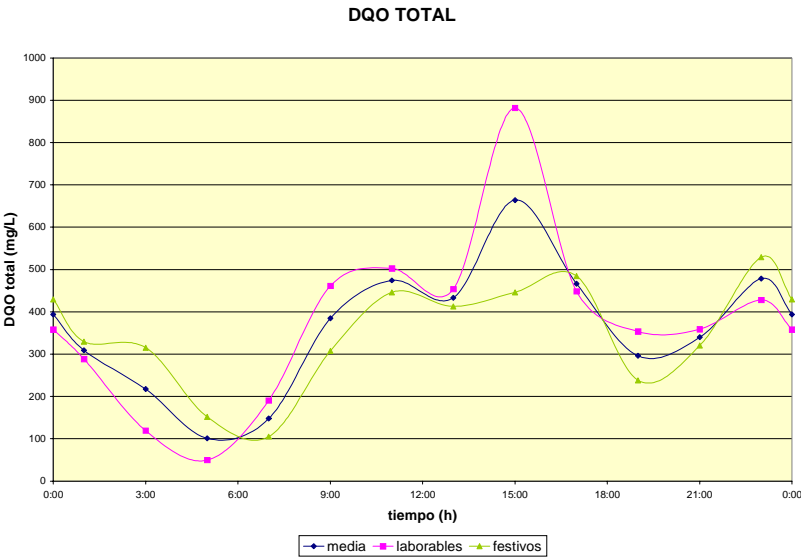


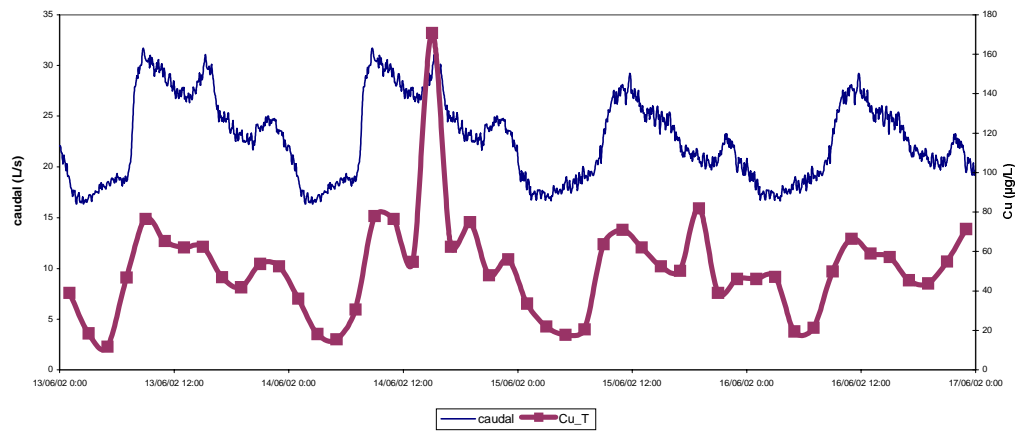
Figura 5-24. Polutogramas de tiempo seco de DQO total.

Tabla 5-33. Valores y coeficientes característicos de DQO total en tiempo seco.

| | DQO total (mg/L) | | | | |
|------------|------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 378 | 882 | 50 | 2.33 | 0.13 |
| Festivos | 341 | 529 | 105 | 1.55 | 0.31 |
| Todos | 359 | 664 | 101 | 1.85 | 0.28 |

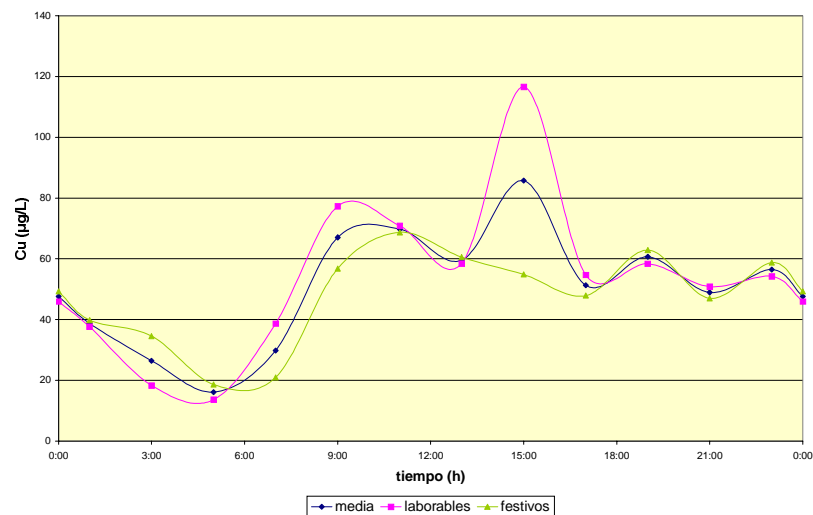
Cobre

VALORES DE COBRE TOTAL DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

**Figura 5-25.** Resultados de laboratorio de los análisis de cobre total de la campaña de tiempo seco.**Tabla 5-34.** Medias ponderadas a caudal de cobre total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Cu total (µg/L) |
| Laborables | 58.4 |
| Festivos | 49.3 |
| Todos | 54.1 |

COBRE TOTAL

**Figura 5-26.** Polutogramas de tiempo seco de cobre total.**Tabla 5-35.** Valores y coeficientes característicos de cobre total en tiempo seco.

| | Cu total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 54.2 | 116.6 | 13.7 | 2.15 | 0.25 |
| Festivos | 47.6 | 68.7 | 18.7 | 1.44 | 0.39 |
| Todos | 50.9 | 85.7 | 16.2 | 1.68 | 0.32 |

Cobre disuelto

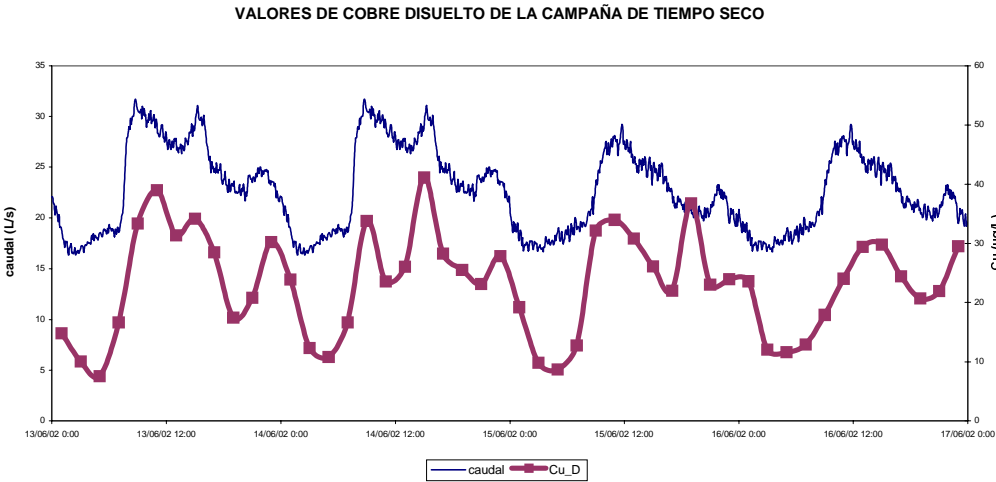


Figura 5-27. Resultados de laboratorio de los análisis de cobre disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-36. Medias ponderadas a caudal de cobre disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Cu disuelto (µg/L) |
| Laborables | 25.5 |
| Festivos | 23.2 |
| Todos | 24.4 |

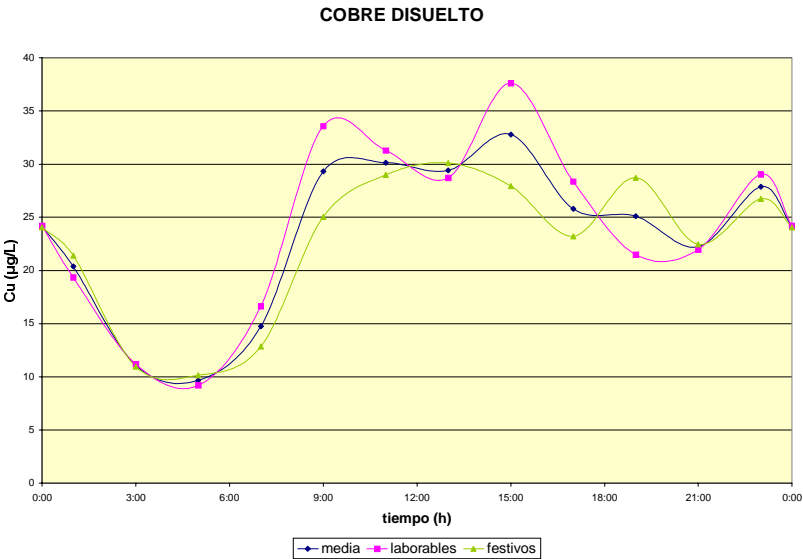


Figura 5-28. Polutogramas de tiempo seco de cobre disuelto.

Tabla 5-37. Valores y coeficientes característicos de cobre disuelto en tiempo seco.

| | Cu disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 24.0 | 37.6 | 9.2 | 1.57 | 0.38 |
| Festivos | 22.4 | 30.1 | 10.1 | 1.34 | 0.45 |
| Todos | 23.2 | 32.8 | 9.7 | 1.41 | 0.42 |

Cobre particulado

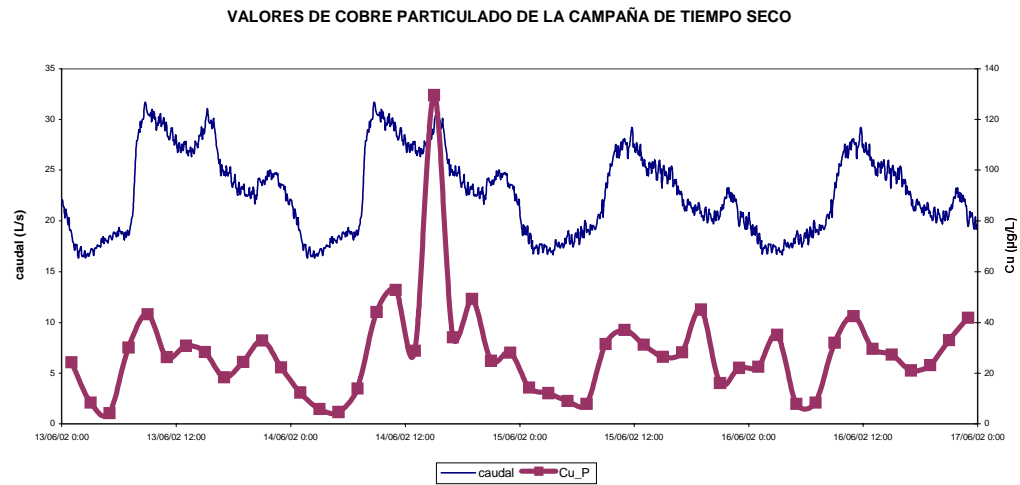


Figura 5-29. Resultados de laboratorio de los análisis de cobre particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-38. Medias ponderadas a caudal de cobre particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Cu particulado (µg/L) |
| Laborables | 32.9 |
| Festivos | 26.2 |
| Todos | 29.7 |

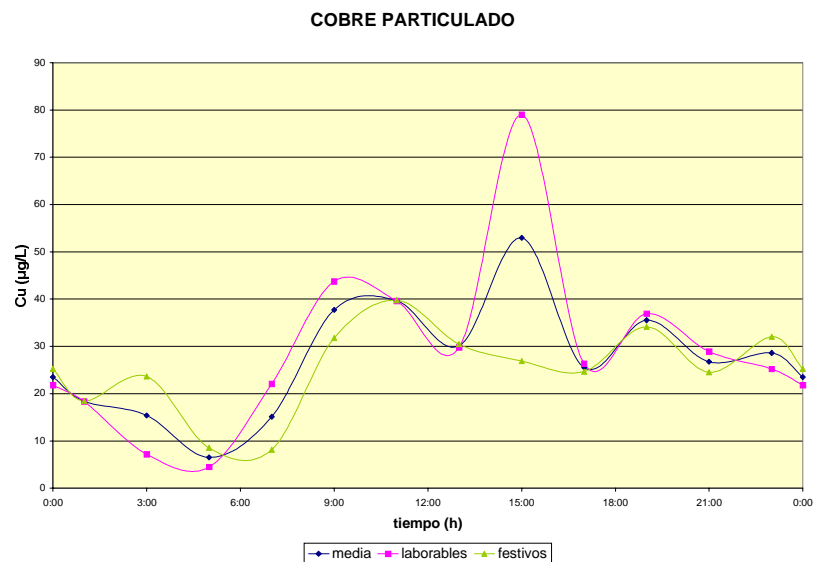


Figura 5-30. Polutogramas de tiempo seco de cobre particulado.

Tabla 5-39. Valores y coeficientes característicos de cobre particulado en tiempo seco.

| | Cu particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 30.1 | 79.0 | 4.5 | 2.62 | 0.15 |
| Festivos | 25.2 | 39.7 | 8.2 | 1.57 | 0.32 |
| Todos | 27.7 | 53.0 | 6.5 | 1.91 | 0.24 |

Zinc

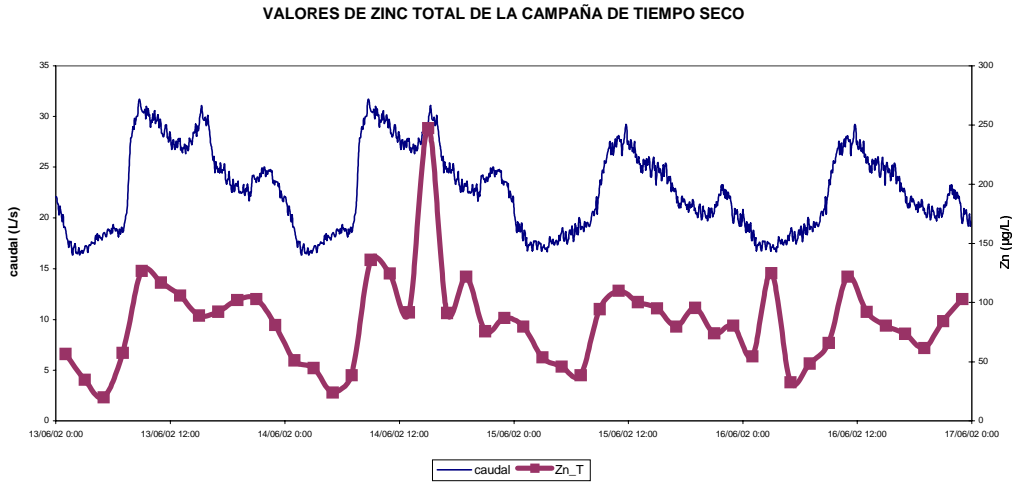


Figura 5-31. Resultados de laboratorio de los análisis de zinc total de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-40. Medias ponderadas a caudal de zinc total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Zn total (µg/L) |
| Laborables | 95.3 |
| Festivos | 80.8 |
| Todos | 88.4 |

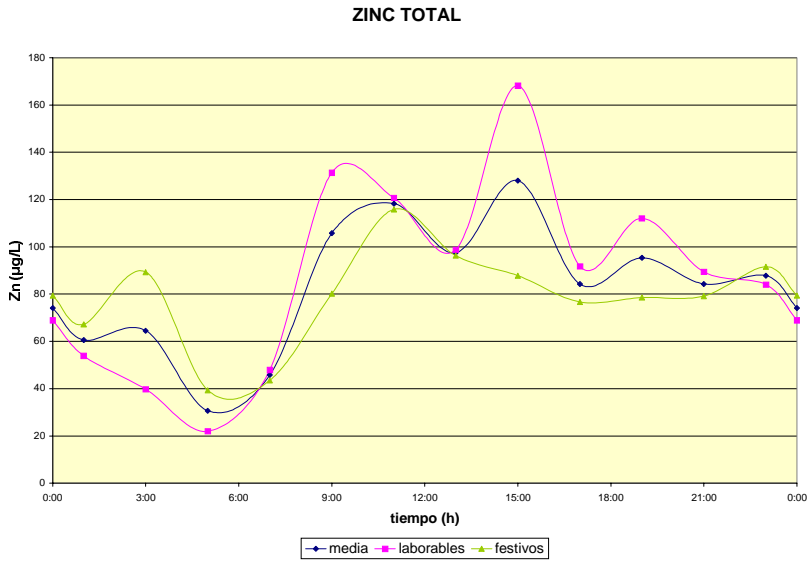


Figura 5-32. Polutogramas de tiempo seco de zinc total.

Tabla 5-41. Valores y coeficientes característicos de zinc total en tiempo seco.

| | Zn total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 88.3 | 168.2 | 22.0 | 1.90 | 0.25 |
| Festivos | 78.8 | 115.9 | 39.3 | 1.47 | 0.50 |
| Todos | 83.6 | 128.0 | 30.6 | 1.53 | 0.37 |

Zinc disuelto

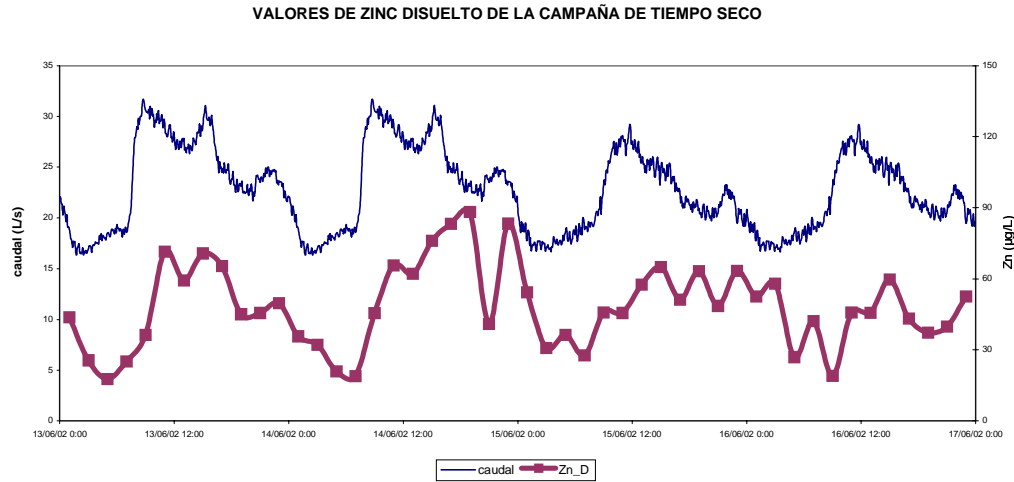


Figura 5-33. Resultados de laboratorio de los análisis de zinc disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-42. Medias ponderadas a caudal de zinc disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Zn disuelto (µg/L) |
| Laborables | 52.8 |
| Festivos | 46.6 |
| Todos | 49.9 |

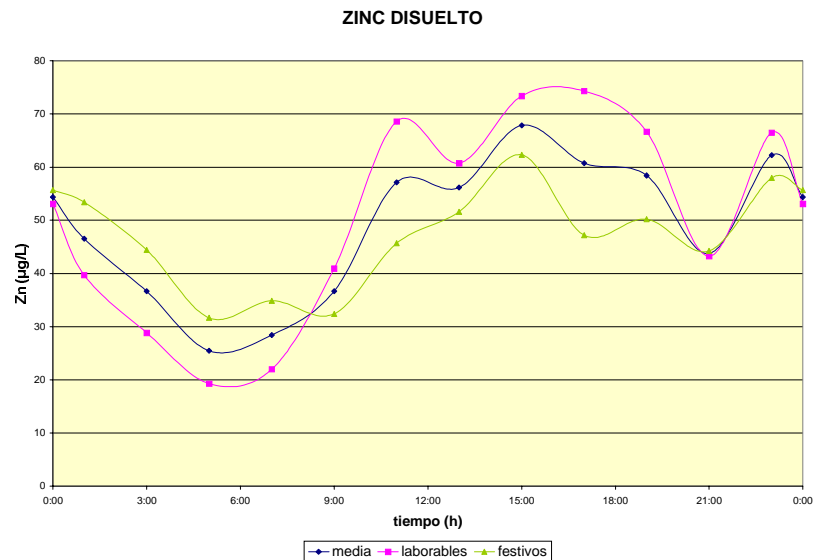


Figura 5-34. Polutogramas de tiempo seco de zinc disuelto.

Tabla 5-43. Valores y coeficientes característicos de zinc disuelto en tiempo seco.

| | Zn disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 50.3 | 74.3 | 19.3 | 1.48 | 0.38 |
| Festivos | 46.3 | 62.3 | 31.7 | 1.35 | 0.68 |
| Todos | 48.3 | 67.9 | 25.5 | 1.40 | 0.53 |

Zinc particulado

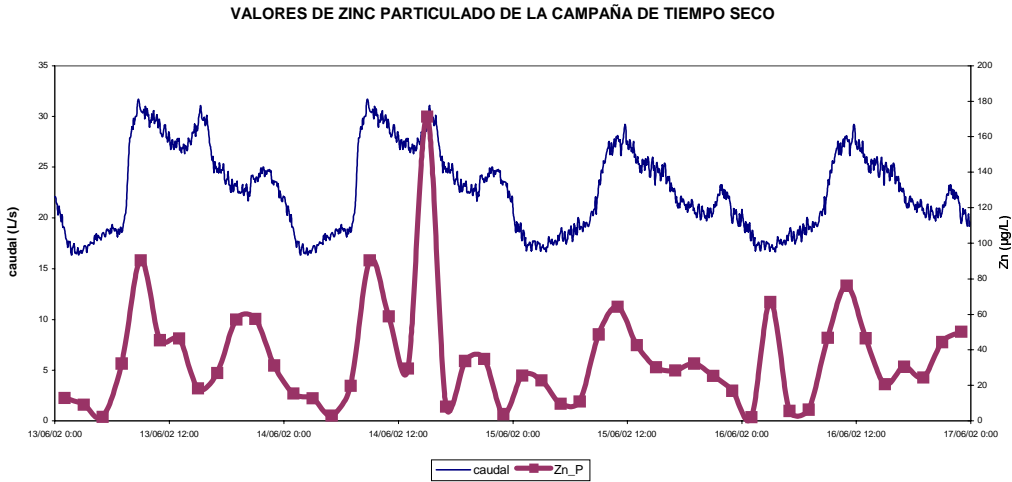


Figura 5-35. Resultados de laboratorio de los análisis de zinc particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-44. Medias ponderadas a caudal de zinc particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Zn particulado (µg/L) |
| Laborables | 42.4 |
| Festivos | 34.2 |
| Todos | 38.5 |

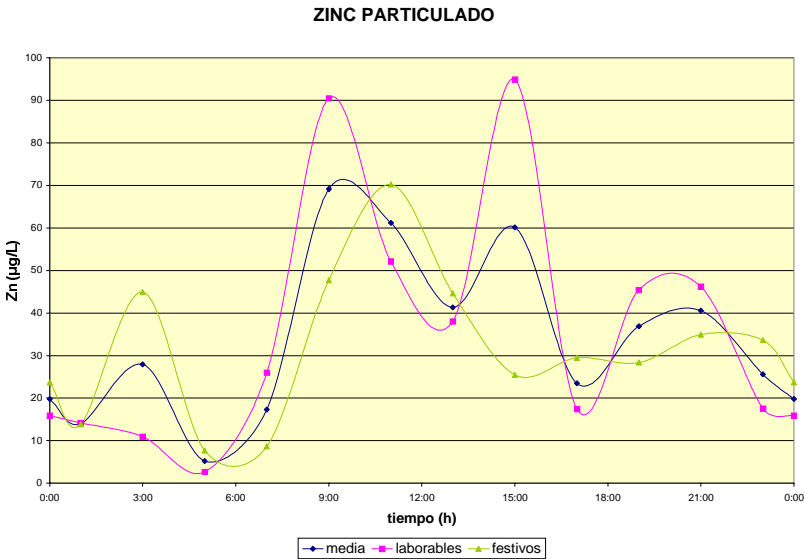


Figura 5-36. Polutogramas de tiempo seco de zinc particulado.

Tabla 5-45. Valores y coeficientes característicos de zinc particulado en tiempo seco.

| | Zn particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 38.0 | 94.8 | 2.7 | 2.50 | 0.07 |
| Festivos | 32.5 | 70.2 | 7.7 | 2.16 | 0.24 |
| Todos | 35.2 | 69.1 | 5.2 | 1.96 | 0.15 |

Plomo

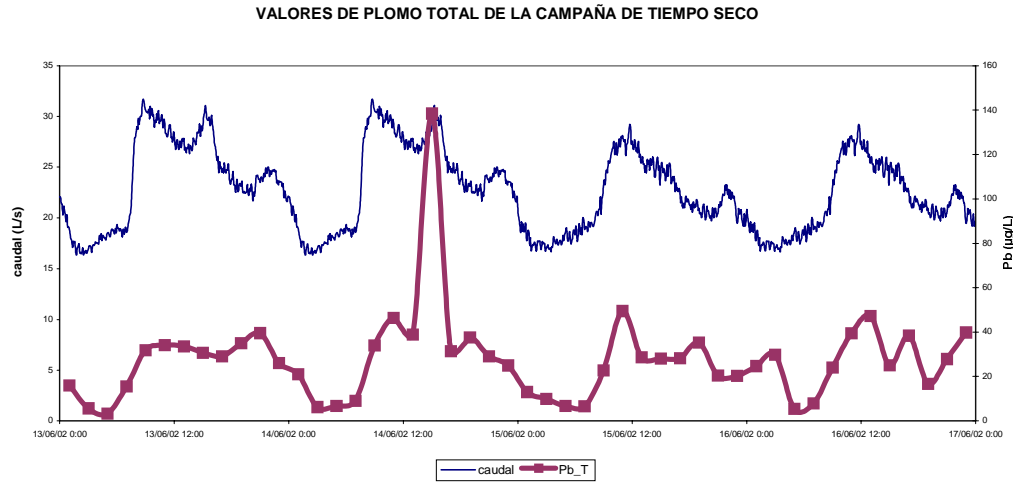


Figura 5-37. Resultados de laboratorio de los análisis de plomo total de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-46. Medias ponderadas a caudal de plomo total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Pb total (µg/L) |
| Laborables | 33.1 |
| Festivos | 26.1 |
| Todos | 29.8 |

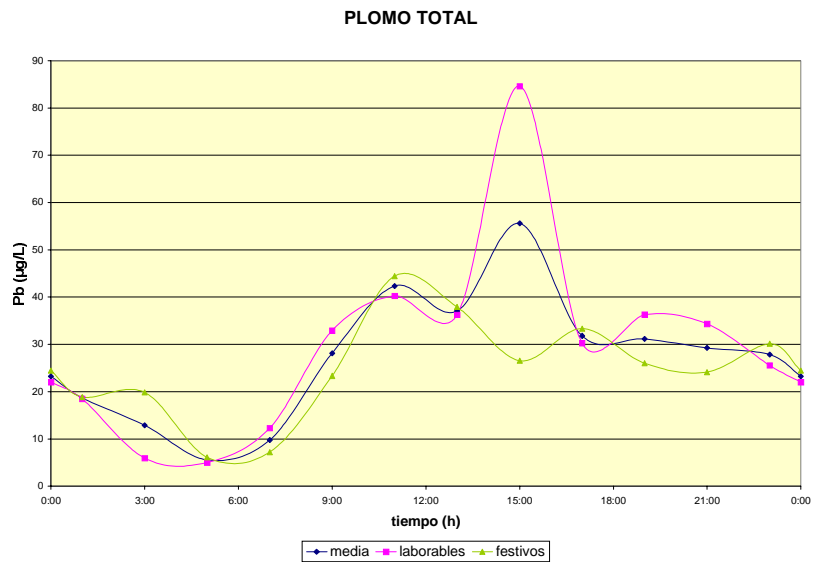


Figura 5-38. Polutogramas de tiempo seco de plomo total.

Tabla 5-47. Valores y coeficientes característicos de plomo total en tiempo seco.

| | Pb total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 30.2 | 84.6 | 5.0 | 2.80 | 0.17 |
| Festivos | 24.8 | 44.5 | 6.1 | 1.79 | 0.25 |
| Todos | 27.5 | 55.6 | 5.6 | 2.02 | 0.20 |

Plomo disuelto

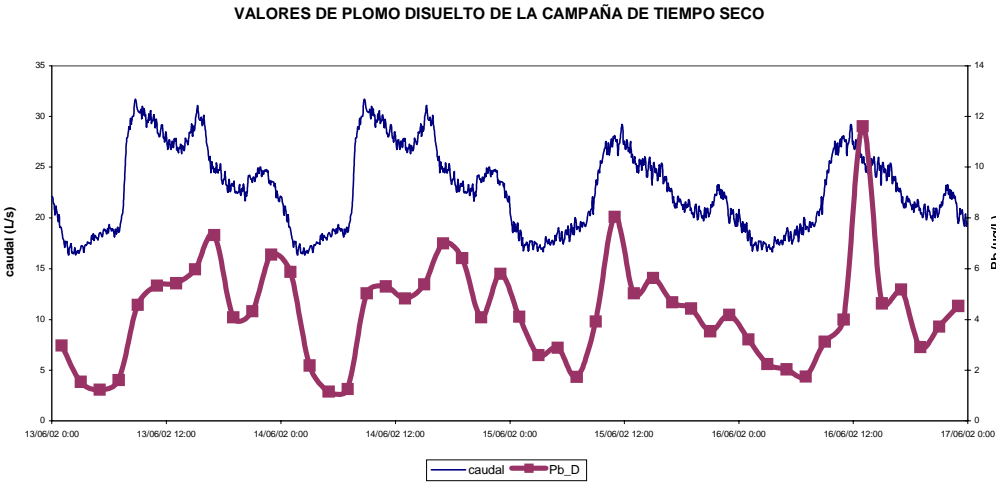


Figura 5-39. Resultados de laboratorio de los análisis de plomo disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-48. Medias ponderadas a caudal de plomo disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Pb disuelto (µg/L) |
| Laborables | 4.6 |
| Festivos | 4.4 |
| Todos | 4.5 |

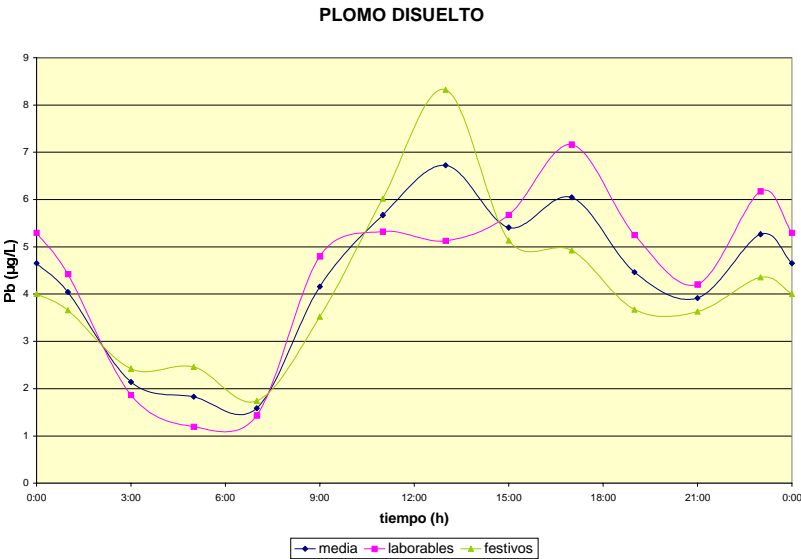


Figura 5-40. Polutogramas de tiempo seco de plomo disuelto.

Tabla 5-49. Valores y coeficientes característicos de plomo disuelto en tiempo seco.

| | Pb disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 4.4 | 7.2 | 1.2 | 1.63 | 0.27 |
| Festivos | 4.2 | 8.3 | 1.7 | 2.00 | 0.42 |
| Todos | 4.3 | 6.7 | 1.6 | 1.57 | 0.37 |

Plomo particulado

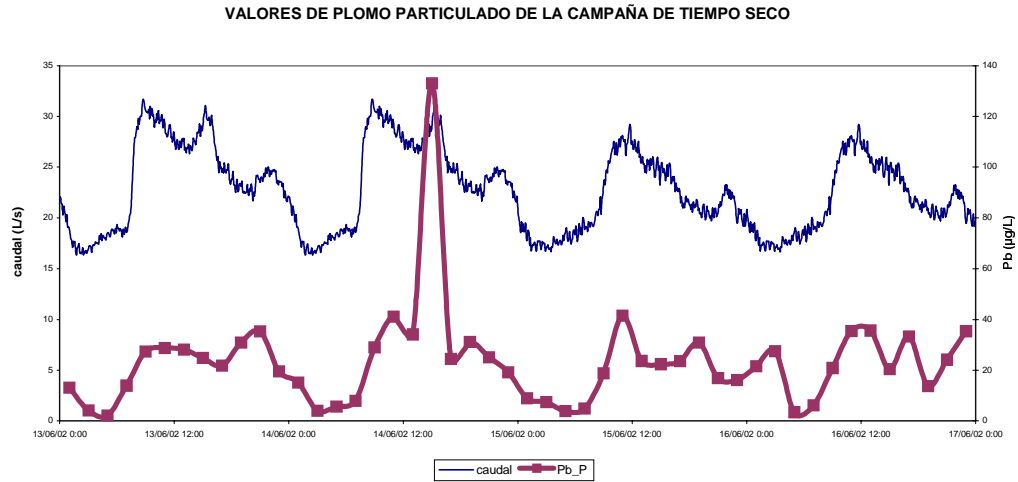


Figura 5-41. Resultados de laboratorio de los análisis de plomo particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla 5-50. Medias ponderadas a caudal de plomo particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Pb particulado (µg/L) |
| Laborables | 28.5 |
| Festivos | 21.7 |
| Todos | 25.3 |

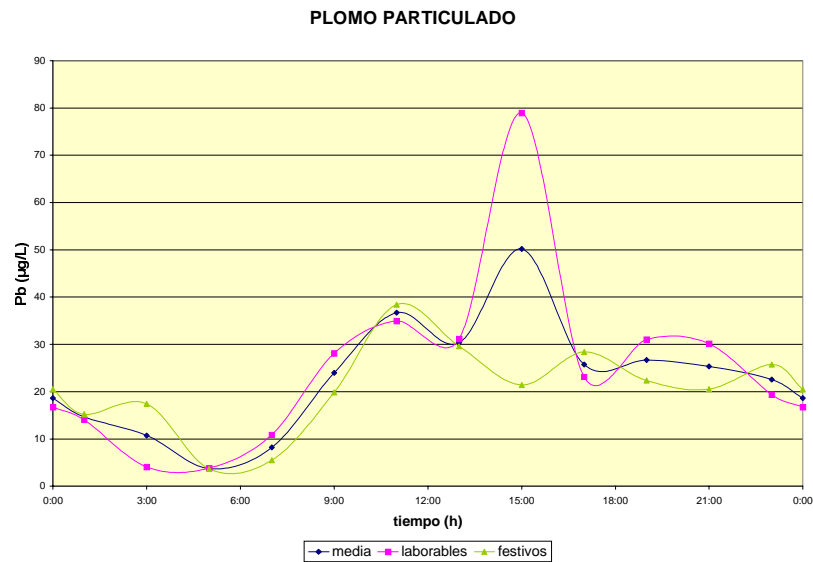


Figura 5-42. Polutogramas de tiempo seco de plomo particulado.

Tabla 5-51. Valores y coeficientes característicos de plomo particulado en tiempo seco.

| | Pb particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 25.8 | 78.9 | 3.8 | 3.06 | 0.15 |
| Festivos | 20.7 | 38.4 | 3.6 | 1.86 | 0.18 |
| Todos | 23.2 | 50.2 | 3.7 | 2.16 | 0.16 |

5.2.2.2. Tiempo de lluvia

Para estudiar el comportamiento de la cuenca en tiempo de lluvia, se utilizan los caudales medidos por el caudalímetro SG3 y los resultados de muestreo recogidos por el tomamuestras TM3, que se encuentran a la entrada del depósito. Este tomamuestras capturó un total de trece sucesos en tiempo de lluvia. En el siguiente gráfico se han representado los caudales de los trece sucesos desde el inicio de la precipitación.

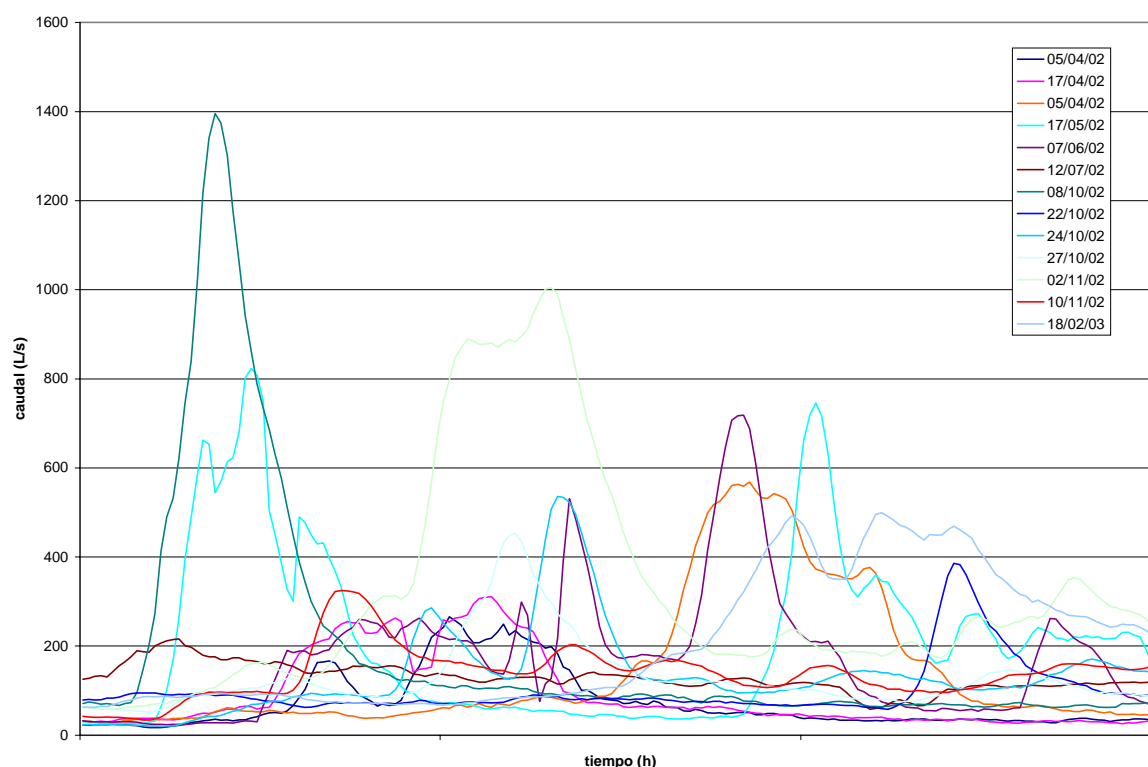


Figura 5-43. Registro de caudales durante los sucesos.

Los resultados de las determinaciones analíticas realizados sobre las muestras recogidas por el tomamuestras TM3 durante los sucesos se pueden ver en las fichas de suceso en el Anejo V, concretamente en la FICHA C-1.1 y FICHA C-1.2 CONTAMINACIÓN DEL SUCESO EN LA SECCIÓN DE ENTRADA.

5.2.3. Comportamiento del depósito-aliviadero

5.2.3.1. Tiempo de lluvia

Se puede dividir el periodo de muestreo en dos etapas. La primera etapa va desde el 04/03/2002 al 26/07/2002 y la segunda va desde el 27/07/2002 al 26/02/2003. La diferencia entre las dos etapas está en la apertura de la compuerta de salida hacia la depuradora. Durante la primera etapa, la compuerta estuvo completamente abierta, es decir, con una sección de 45x45 cm y se observó que, cuando el depósito estaba completamente lleno, el caudal que se enviaba hacia la depuradora rondaba el metro cúbico por segundo. Este valor parecía excesivo. Se puede hacer un cálculo

del caudal que se debe enviar a la EDAR teniendo en cuenta los criterios de la Confederación Hidrográfica del Norte (Redondo, F.; 2002):

- Conducir a la EDAR un caudal basado en la fórmula de Liverpool, del orden de 20 L/s por cada 1000 habitantes.
- Dimensionar el volumen de los tanques de tormenta de cada incorporación para una capacidad de almacenamiento de una lluvia tipo de 10 L/s.ha y una duración de 20 minutos.

Haciendo una estimación de la población de la subcuenca de Cancelón, teniendo en cuenta el caudal medio y considerando una dotación media por habitante de 175 L/hab.día, se puede calcular el caudal máximo que se debe mandar a la EDAR.

$$Q_m = 23.07 \text{ L/s} = 1993248 \text{ L/día}$$

$$D = 175 \text{ L/hab.día}$$

$$\text{Población actual} = \frac{1993248 \text{ L/día}}{175 \text{ L/hab.día}} = 11390 \text{ hab}$$

$$Q_{\text{máximo a EDAR}} = 20 \text{ L/s} \times 11.39 = 228 \text{ L/s}$$

Con la compuerta abierta se llegaba a mandar a la EDAR más de cuatro veces el que se debería mandar por lo que se tomó la decisión de cerrar la compuerta. Para determinar hasta donde cerrar la compuerta se utilizó la expresión del caudal que sale por una compuerta, en función de la altura de la lamina de agua aguas arriba de la misma, es decir:

$$Q_{\text{out}} = 0.6 \cdot A \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot H}$$

siendo:

Q_{out} : caudal de salida hacia EDAR en el instante $i+1$

A: área de la sección de la compuerta

g: gravedad

H: altura de agua en el depósito

Sustituyendo el caudal de salida por el valor máximo, la altura de agua en el depósito por su altura máxima y dejando el área de la compuerta en función de su apertura se tiene:

$$0.228 = 0.6 \cdot 0.45 \cdot h \cdot \sqrt{2 \cdot 9.8 \cdot 3.5}$$

Entonces

$$h = 0.102 \text{ m} = 10.2 \text{ cm.}$$

El diseño según los criterios de la Confederación Hidrográfica del Norte exige también que la apertura de la compuerta no sea inferior a 10 cm y que en las mismas condiciones de apertura sea capaz de desaguar el caudal de tiempo seco sin provocar remanso aguas arriba, en el canal de aproximación. La primera condición se cumplía; sin embargo, una vez en el depósito, se comprobó que con la apertura calculada la compuerta no era capaz de dejar pasar el caudal de tiempo seco sin que se produjese cierta acumulación aguas arriba de la compuerta. Por este motivo finalmente se dejó en la segunda etapa la compuerta abierta por la mitad es decir con una altura de 22.5 cm con la que si se lograba desaguar el caudal de tiempo seco.

5.2.3.1.1. Primera etapa: compuerta totalmente abierta

A continuación se presenta una tabla con todos los sucesos acaecidos durante la primera etapa (primavera-verano), en la que se puede observar que tuvieron lugar un total de 35 sucesos: dos sucesos tipo C, cuatro sucesos tipo B y veintinueve sucesos tipo A, de los cuales se muestrearon cuatro, todos ellos de tipo A. El criterio que se siguió para considerar que dos sucesos son independientes, es que hubiera transcurrido un tiempo de, al menos, dos horas entre el vaciado del primero y el llenado del segundo.

Tabla 5-52. Balance de sucesos durante la primera etapa.

| | Sucesos ocurridos | Sucesos muestreados |
|--------|--------------------------|----------------------------|
| TIPO A | 29 | 4 |
| TIPO B | 4 | 0 |
| TIPO C | 2 | 0 |
| Total | 35 | 4 |

Tabla 5-53. Suceso registrados en la primera etapa.

| SUCESO | INICIO | FINAL | DURACIÓN | TIPO | NOMENCLATURA |
|--------|----------------|----------------|----------|------|---------------|
| 1 | 12/03/02 6:58 | 12/03/02 7:26 | 0:28 | A | no muestreado |
| 2 | 12/03/02 12:03 | 12/03/02 12:21 | 0:18 | A | no muestreado |
| 3 | 13/03/02 18:19 | 13/03/02 18:29 | 0:10 | A | no muestreado |
| 4 | 14/03/02 15:13 | 14/03/02 15:44 | 0:31 | A | no muestreado |
| 5 | 14/03/02 20:36 | 14/03/02 22:59 | 2:23 | A | no muestreado |
| 6 | 15/03/02 7:51 | 15/03/02 8:04 | 0:13 | A | no muestreado |
| 7 | 15/03/02 21:42 | 15/03/02 22:40 | 0:58 | B | no muestreado |
| 8 | 17/03/02 9:09 | 17/03/02 10:19 | 1:10 | A | no muestreado |
| 9 | 17/03/02 13:24 | 17/03/02 16:19 | 2:55 | B | no muestreado |
| 10 | 17/03/02 20:47 | 18/03/02 3:39 | 6:52 | C | no muestreado |
| 11 | 18/03/02 8:22 | 18/03/02 9:03 | 0:41 | A | no muestreado |
| 12 | 18/03/02 22:33 | 19/03/02 2:31 | 3:58 | A | no muestreado |
| 13 | 02/04/02 19:45 | 02/04/02 20:03 | 0:18 | A | no muestreado |
| 14 | 03/04/02 14:56 | 03/04/02 16:47 | 1:51 | A | no muestreado |
| 15 | 05/04/02 12:28 | 05/04/02 16:13 | 3:45 | B | no muestreado |
| 16 | 05/04/02 19:25 | 05/04/02 20:03 | 0:38 | A | no muestreado |
| 17 | 06/04/02 2:35 | 06/04/02 2:48 | 0:13 | A | no muestreado |
| 18 | 06/04/02 17:43 | 06/04/02 19:00 | 1:17 | A | no muestreado |
| 19 | 17/04/02 10:06 | 17/04/02 10:37 | 0:31 | A | SUC_020417 |
| 20 | 02/05/02 11:22 | 02/05/02 11:28 | 0:06 | A | no muestreado |
| 21 | 04/05/02 21:25 | 04/05/02 22:04 | 0:39 | A | SUC_020504 |
| 22 | 10/05/02 10:59 | 10/05/02 11:14 | 0:15 | A | no muestreado |
| 23 | 10/05/02 14:44 | 10/05/02 14:56 | 0:12 | A | no muestreado |
| 24 | 13/05/02 2:00 | 13/05/02 12:43 | 10:43 | C | no muestreado |
| 25 | 17/05/02 2:15 | 17/05/02 2:37 | 0:22 | A | no muestreado |
| 26 | 17/05/02 13:14 | 17/05/02 15:15 | 2:01 | A | SUC_020517 |
| 27 | 20/05/02 13:28 | 20/05/02 13:34 | 0:06 | A | no muestreado |
| 28 | 20/05/02 22:47 | 20/05/02 23:01 | 0:14 | A | no muestreado |
| 29 | 21/05/02 14:50 | 21/05/02 17:40 | 2:50 | B | no muestreado |
| 30 | 26/05/02 5:11 | 26/05/02 5:38 | 0:27 | A | no muestreado |
| 31 | 04/06/02 14:00 | 04/06/02 14:03 | 0:03 | A | no muestreado |
| 32 | 06/06/02 8:06 | 06/06/02 8:16 | 0:10 | A | no muestreado |
| 33 | 07/06/02 10:10 | 07/06/02 11:40 | 1:30 | A | SUC_020607 |
| 34 | 09/06/02 17:04 | 09/06/02 17:15 | 0:11 | A | no muestreado |
| 35 | 27/06/02 0:36 | 27/06/02 0:41 | 0:05 | A | no muestreado |

5.2.3.1.2.Segunda etapa: compuerta semiabierta

En la segunda etapa (otoño-invierno) hubo un total de 135 sucesos: cuarenta y uno tipo C, dieciséis tipo B y setenta y ocho tipo A. Se muestrearon un total de siete, tres tipo C y cuatro tipo A.

Tabla 5-54. Balance de sucesos durante la segunda etapa.

| | Sucesos ocurridos | Sucesos muestreados |
|--------|-------------------|---------------------|
| TIPO A | 78 | 4 |
| TIPO B | 16 | 0 |
| TIPO C | 41 | 3 |
| Total | 135 | 7 |

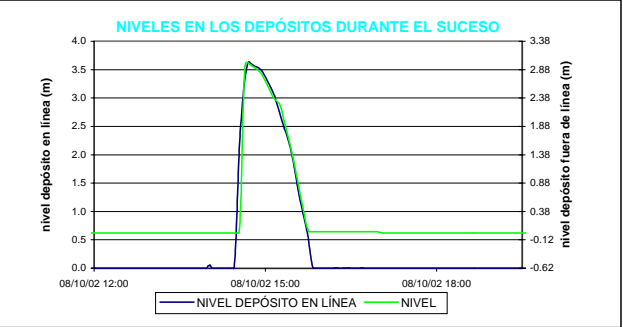
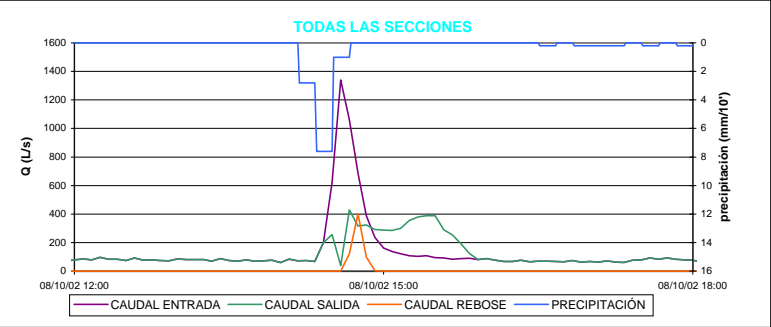
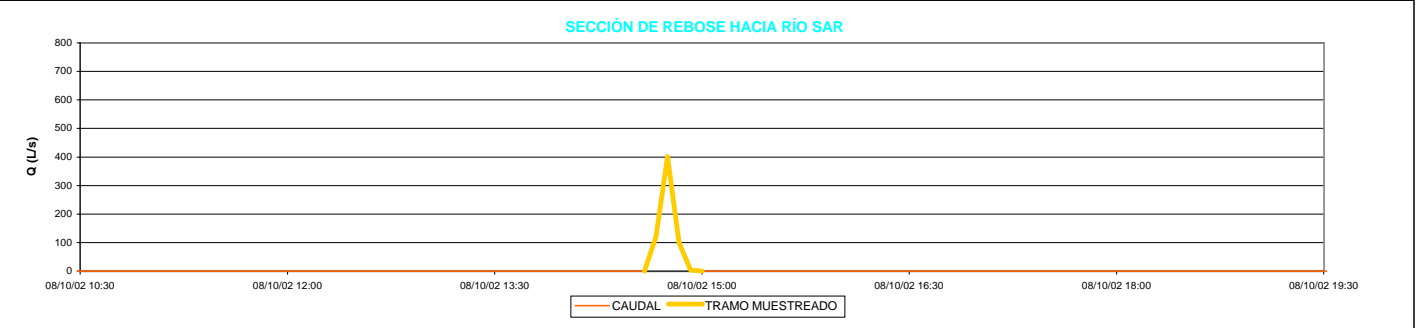
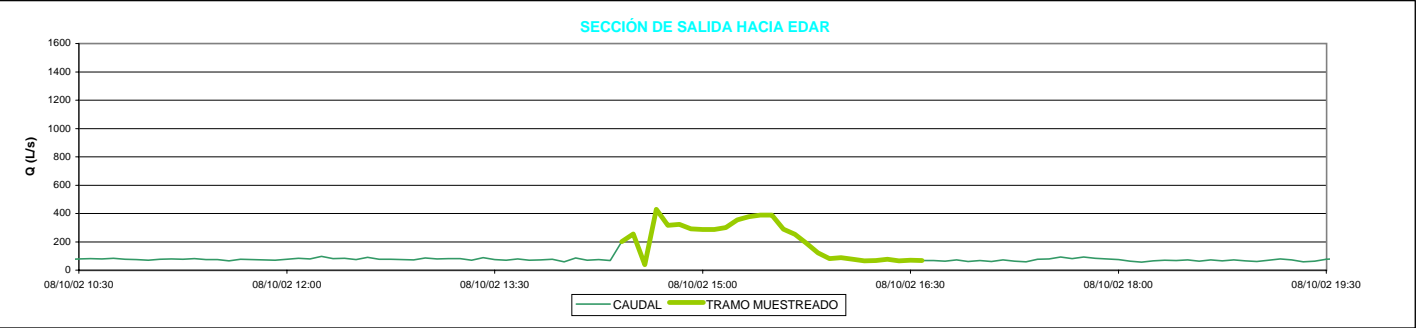
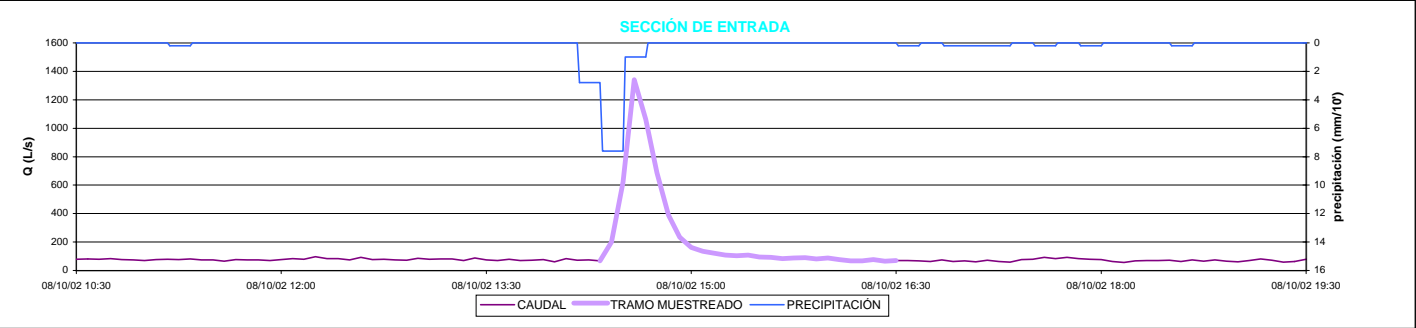
En la siguiente tabla se muestran los sucesos registrados en esta segunda etapa.

Tabla 5-55. Sucesos registrados en la segunda etapa

| SUCESO | INICIO | FINAL | DURACIÓN | TIPO | NOMENCLATURA |
|--------|----------------|----------------|----------|------|---------------|
| 1 | 09/08/02 13:49 | 09/08/02 14:07 | 0:18 | A | no muestreado |
| 2 | 10/08/02 3:15 | 10/08/02 4:24 | 1:09 | A | no muestreado |
| 3 | 04/09/02 20:57 | 04/09/02 21:06 | 0:09 | A | no muestreado |
| 4 | 07/09/02 11:20 | 07/09/02 11:56 | 0:36 | B | no muestreado |
| 5 | 07/09/02 23:18 | 07/09/02 23:32 | 0:14 | A | no muestreado |
| 6 | 08/09/02 2:27 | 08/09/02 6:43 | 4:16 | C | no muestreado |
| 7 | 08/09/02 12:43 | 08/09/02 15:02 | 2:19 | A | no muestreado |
| 8 | 16/09/02 16:04 | 16/09/02 16:56 | 0:52 | A | no muestreado |
| 9 | 16/09/02 21:53 | 17/09/02 0:47 | 2:54 | C | no muestreado |
| 10 | 17/09/02 18:51 | 17/09/02 19:03 | 0:12 | A | no muestreado |
| 11 | 18/09/02 11:07 | 18/09/02 11:31 | 0:24 | A | no muestreado |
| 12 | 20/09/02 0:09 | 20/09/02 1:51 | 1:42 | A | no muestreado |
| 13 | 20/09/02 5:39 | 20/09/02 5:56 | 0:17 | A | no muestreado |
| 14 | 20/09/02 22:22 | 20/09/02 22:36 | 0:14 | A | no muestreado |
| 15 | 08/10/02 14:29 | 08/10/02 15:47 | 1:18 | C | SUC_021008 |
| 16 | 09/10/02 0:57 | 09/10/02 1:25 | 0:28 | A | no muestreado |
| 17 | 09/10/02 15:36 | 09/10/02 18:12 | 2:36 | C | no muestreado |
| 18 | 13/10/02 8:27 | 13/10/02 23:15 | 14:48 | C | no muestreado |
| 19 | 14/10/02 1:29 | 14/10/02 1:39 | 0:10 | A | no muestreado |
| 20 | 14/10/02 6:04 | 14/10/02 14:30 | 8:26 | C | no muestreado |
| 21 | 14/10/02 19:12 | 14/10/02 21:39 | 2:27 | B | no muestreado |
| 22 | 15/10/02 18:36 | 16/10/02 0:34 | 5:58 | C | no muestreado |
| 23 | 16/10/02 3:58 | 16/10/02 4:18 | 0:20 | A | no muestreado |
| 24 | 16/10/02 12:49 | 16/10/02 13:53 | 1:04 | A | no muestreado |
| 25 | 16/10/02 17:01 | 16/10/02 17:38 | 0:37 | B | no muestreado |
| 26 | 16/10/02 19:57 | 16/10/02 20:20 | 0:23 | A | no muestreado |
| 27 | 20/10/02 9:27 | 20/10/02 13:37 | 4:10 | B | no muestreado |
| 28 | 20/10/02 19:33 | 20/10/02 21:55 | 2:22 | C | no muestreado |
| 29 | 21/10/02 7:20 | 21/10/02 7:40 | 0:20 | A | no muestreado |
| 30 | 21/10/02 11:20 | 21/10/02 15:22 | 4:02 | A | no muestreado |
| 31 | 21/10/02 17:31 | 22/10/02 15:20 | 21:49 | C | no muestreado |
| 32 | 22/10/02 17:55 | 22/10/02 20:30 | 2:35 | A | SUC_021022 |
| 33 | 24/10/02 4:14 | 24/10/02 15:51 | 11:37 | C | SUC_021024 |
| 34 | 24/10/02 20:42 | 24/10/02 20:44 | 0:02 | A | no muestreado |
| 35 | 25/10/02 6:23 | 25/10/02 10:33 | 4:10 | B | no muestreado |
| 36 | 25/10/02 12:34 | 25/10/02 17:06 | 4:32 | B | no muestreado |
| 37 | 25/10/02 20:32 | 25/10/02 23:29 | 2:57 | A | no muestreado |
| 38 | 27/10/02 6:57 | 27/10/02 9:14 | 2:17 | B | SUC_021027 |
| 39 | 29/10/02 16:09 | 29/10/02 18:22 | 2:13 | C | no muestreado |
| 40 | 29/10/02 22:58 | 29/10/02 23:28 | 0:30 | A | no muestreado |
| 41 | 30/10/02 2:58 | 30/10/02 6:53 | 3:55 | C | no muestreado |
| 42 | 02/11/02 7:09 | 02/11/02 8:58 | 1:49 | A | no muestreado |
| 43 | 02/11/02 13:19 | 03/11/02 0:30 | 11:11 | C | SUC_021102 |
| 44 | 09/11/02 13:19 | 09/11/02 15:09 | 1:50 | A | no muestreado |
| 45 | 10/11/02 21:10 | 11/11/02 0:21 | 3:11 | A | SUC_021110 |
| 46 | 12/11/02 5:09 | 12/11/02 21:11 | 16:02 | C | no muestreado |
| 47 | 13/11/02 3:09 | 13/11/02 17:55 | 14:46 | C | no muestreado |
| 48 | 14/11/02 0:36 | 14/11/02 6:10 | 5:34 | C | no muestreado |
| 49 | 14/11/02 8:45 | 14/11/02 11:27 | 2:42 | A | no muestreado |
| 50 | 14/11/02 18:09 | 14/11/02 19:26 | 1:17 | B | no muestreado |
| 51 | 15/11/02 17:05 | 15/11/02 19:29 | 2:24 | A | no muestreado |
| 52 | 16/11/02 0:45 | 16/11/02 0:53 | 0:08 | A | no muestreado |
| 53 | 16/11/02 2:59 | 16/11/02 4:22 | 1:23 | A | no muestreado |
| 54 | 16/11/02 7:31 | 17/11/02 1:09 | 17:38 | C | no muestreado |
| 55 | 17/11/02 5:42 | 17/11/02 7:18 | 1:36 | A | no muestreado |
| 56 | 18/11/02 20:57 | 18/11/02 20:59 | 0:02 | A | no muestreado |
| 57 | 18/11/02 23:42 | 19/11/02 15:04 | 15:22 | C | no muestreado |
| 58 | 19/11/02 16:06 | 19/11/02 16:33 | 0:27 | A | no muestreado |
| 59 | 20/11/02 17:34 | 21/11/02 2:55 | 9:21 | C | no muestreado |
| 60 | 21/11/02 6:24 | 21/11/02 9:52 | 3:28 | B | no muestreado |
| 61 | 21/11/02 12:16 | 21/11/02 13:59 | 1:43 | A | no muestreado |
| 62 | 27/11/02 13:30 | 27/11/02 15:58 | 2:28 | C | no muestreado |
| 63 | 28/11/02 1:46 | 28/11/02 6:05 | 4:19 | B | no muestreado |
| 64 | 28/11/02 12:07 | 28/11/02 13:40 | 1:33 | B | no muestreado |
| 65 | 28/11/02 22:00 | 29/11/02 3:49 | 5:49 | C | no muestreado |
| 66 | 29/11/02 6:38 | 29/11/02 7:52 | 1:14 | A | no muestreado |
| 67 | 29/11/02 12:04 | 29/11/02 12:12 | 0:08 | A | no muestreado |
| 68 | 30/11/02 21:14 | 30/11/02 21:19 | 0:05 | A | no muestreado |

| SUCESO | INICIO | FINAL | DURACIÓN | TIPO | NOMENCLATURA |
|--------|----------------|----------------|----------|------|---------------|
| 69 | 01/12/02 2:46 | 01/12/02 14:24 | 11:38 | C | no muestreado |
| 70 | 09/12/02 12:32 | 09/12/02 13:51 | 1:19 | A | no muestreado |
| 71 | 10/12/02 20:42 | 10/12/02 21:39 | 0:57 | A | no muestreado |
| 72 | 10/12/02 23:53 | 11/12/02 1:26 | 1:33 | A | no muestreado |
| 73 | 11/12/02 17:38 | 11/12/02 18:07 | 0:29 | A | no muestreado |
| 74 | 11/12/02 22:40 | 12/12/02 1:33 | 2:53 | B | no muestreado |
| 75 | 17/12/02 15:47 | 17/12/02 18:51 | 3:04 | C | no muestreado |
| 76 | 18/12/02 5:24 | 18/12/02 5:33 | 0:09 | A | no muestreado |
| 77 | 20/12/02 4:34 | 20/12/02 4:36 | 0:02 | A | no muestreado |
| 78 | 21/12/02 15:41 | 21/12/02 19:09 | 3:28 | A | no muestreado |
| 79 | 21/12/02 23:43 | 22/12/02 0:02 | 0:19 | A | no muestreado |
| 80 | 23/12/02 6:32 | 23/12/02 10:13 | 3:41 | C | no muestreado |
| 81 | 23/12/02 22:36 | 23/12/02 22:56 | 0:20 | A | no muestreado |
| 82 | 24/12/02 1:10 | 24/12/02 3:34 | 2:24 | C | no muestreado |
| 83 | 24/12/02 18:03 | 24/12/02 23:34 | 5:31 | C | no muestreado |
| 84 | 25/12/02 10:52 | 26/12/02 1:58 | 15:06 | C | no muestreado |
| 85 | 26/12/02 9:04 | 26/12/02 10:23 | 1:19 | A | no muestreado |
| 86 | 26/12/02 14:04 | 27/12/02 0:16 | 10:12 | C | no muestreado |
| 87 | 27/12/02 4:01 | 27/12/02 21:10 | 17:09 | B | no muestreado |
| 88 | 29/12/02 21:41 | 30/12/02 6:26 | 8:45 | C | no muestreado |
| 89 | 30/12/02 11:27 | 30/12/02 14:53 | 3:26 | B | no muestreado |
| 90 | 31/12/02 0:29 | 31/12/02 0:36 | 0:07 | A | no muestreado |
| 91 | 31/12/02 9:21 | 31/12/02 11:10 | 1:49 | A | no muestreado |
| 92 | 31/12/02 15:07 | 01/01/03 23:26 | 8:19 | C | no muestreado |
| 93 | 02/01/03 1:59 | 02/01/03 7:45 | 5:46 | C | no muestreado |
| 94 | 02/01/03 23:33 | 03/01/03 4:21 | 4:48 | C | no muestreado |
| 95 | 03/01/03 6:44 | 03/01/03 14:18 | 7:34 | A | no muestreado |
| 96 | 03/01/03 23:21 | 04/01/03 0:31 | 1:10 | A | no muestreado |
| 97 | 04/01/03 4:08 | 04/01/03 7:38 | 3:30 | C | no muestreado |
| 98 | 04/01/03 11:27 | 04/01/03 14:01 | 2:34 | A | no muestreado |
| 99 | 05/01/03 5:48 | 06/01/03 4:30 | 22:42 | C | no muestreado |
| 100 | 06/01/03 7:21 | 06/01/03 8:44 | 1:23 | A | no muestreado |
| 101 | 06/01/03 14:08 | 06/01/03 14:40 | 0:32 | A | no muestreado |
| 102 | 07/01/03 2:18 | 07/01/03 12:38 | 10:20 | C | no muestreado |
| 103 | 07/01/03 16:42 | 07/01/03 17:14 | 0:32 | A | no muestreado |
| 104 | 07/01/03 19:34 | 08/01/03 0:43 | 5:09 | A | no muestreado |
| 105 | 08/01/03 3:43 | 09/01/03 23:59 | 20:16 | C | no muestreado |
| 106 | 10/01/03 7:40 | 10/01/03 17:31 | 9:51 | A | no muestreado |
| 107 | 11/01/03 9:29 | 11/01/03 12:13 | 2:44 | A | no muestreado |
| 108 | 11/01/03 15:14 | 11/01/03 19:40 | 4:26 | A | no muestreado |
| 109 | 18/01/03 4:30 | 19/01/03 3:02 | 22:32 | C | no muestreado |
| 110 | 19/01/03 5:07 | 19/01/03 5:20 | 0:13 | A | no muestreado |
| 111 | 19/01/03 11:49 | 19/01/03 12:14 | 0:25 | A | no muestreado |
| 112 | 20/01/03 3:58 | 20/01/03 16:27 | 12:29 | C | no muestreado |
| 113 | 20/01/03 19:53 | 20/01/03 23:22 | 3:29 | B | no muestreado |
| 114 | 21/01/03 1:49 | 21/01/03 11:07 | 9:18 | A | no muestreado |
| 115 | 21/01/03 17:01 | 22/01/03 1:24 | 8:23 | B | no muestreado |
| 116 | 22/01/03 5:00 | 22/01/03 15:58 | 10:58 | C | no muestreado |
| 117 | 29/01/03 8:46 | 29/01/03 9:31 | 0:45 | A | no muestreado |
| 118 | 29/01/03 21:14 | 29/01/03 21:48 | 0:34 | A | no muestreado |
| 119 | 30/01/03 13:41 | 30/01/03 15:05 | 1:24 | A | no muestreado |
| 120 | 30/01/03 18:58 | 30/01/03 22:03 | 3:05 | A | no muestreado |
| 121 | 31/01/03 0:37 | 31/01/03 0:45 | 0:08 | A | no muestreado |
| 122 | 01/02/03 22:45 | 01/02/03 23:08 | 0:23 | A | no muestreado |
| 123 | 02/02/03 17:58 | 02/02/03 18:15 | 0:17 | A | no muestreado |
| 124 | 03/02/03 8:34 | 03/02/03 8:55 | 0:21 | A | no muestreado |
| 125 | 03/02/03 12:46 | 03/02/03 12:52 | 0:06 | A | no muestreado |
| 126 | 03/02/03 15:46 | 03/02/03 15:53 | 0:07 | A | no muestreado |
| 127 | 04/02/03 0:20 | 04/02/03 8:38 | 8:18 | A | no muestreado |
| 128 | 04/02/03 13:55 | 04/02/03 14:16 | 0:21 | A | no muestreado |
| 129 | 10/02/03 9:36 | 10/02/03 9:36 | 0:00 | A | no muestreado |
| 130 | 18/02/03 14:26 | 18/02/03 20:59 | 6:33 | C | suc_030218 |
| 131 | 19/02/03 18:04 | 19/02/03 18:15 | 0:11 | A | no muestreado |
| 132 | 22/02/03 7:09 | 22/02/03 20:21 | 13:12 | A | no muestreado |
| 133 | 24/02/03 10:39 | 24/02/03 13:06 | 2:27 | A | no muestreado |
| 134 | 24/02/03 16:18 | 24/02/03 17:01 | 0:43 | A | no muestreado |
| 135 | 26/02/03 11:27 | 26/02/03 11:42 | 0:15 | A | no muestreado |

Como se ha podido comprobar se muestrearon un total de once sucesos (cuatro en la primera etapa y siete en la segunda), cuyas fichas de suceso se pueden consultar en el Anejo V. A continuación, y a modo de ejemplo, se muestra la ficha de suceso del SUC_021008.



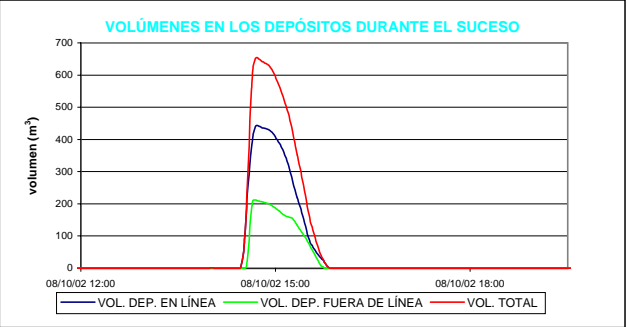
PARAMETROS

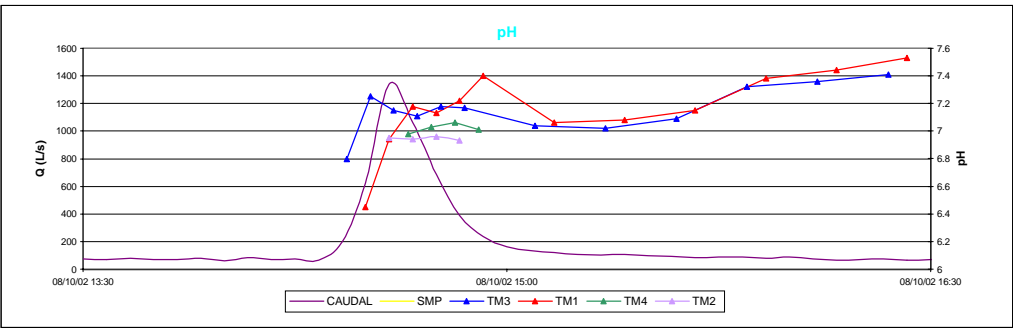
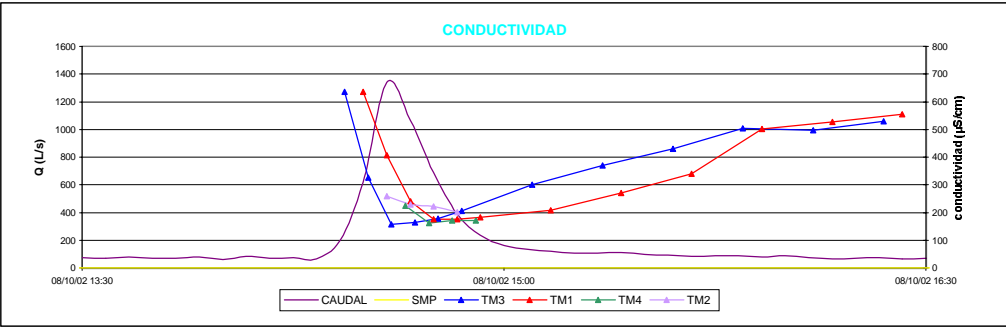
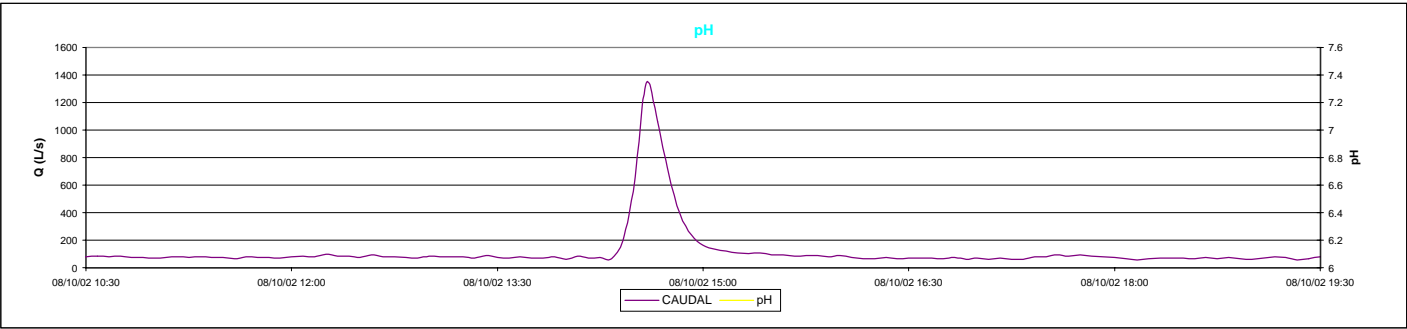
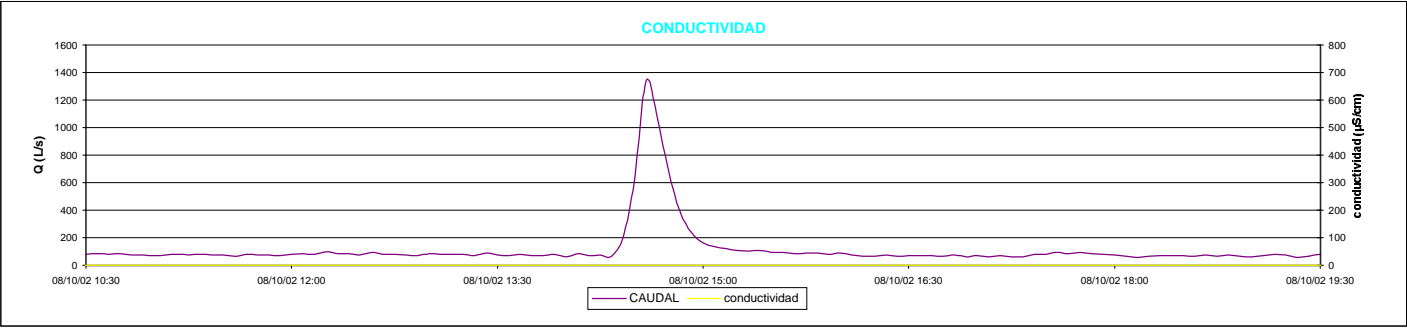
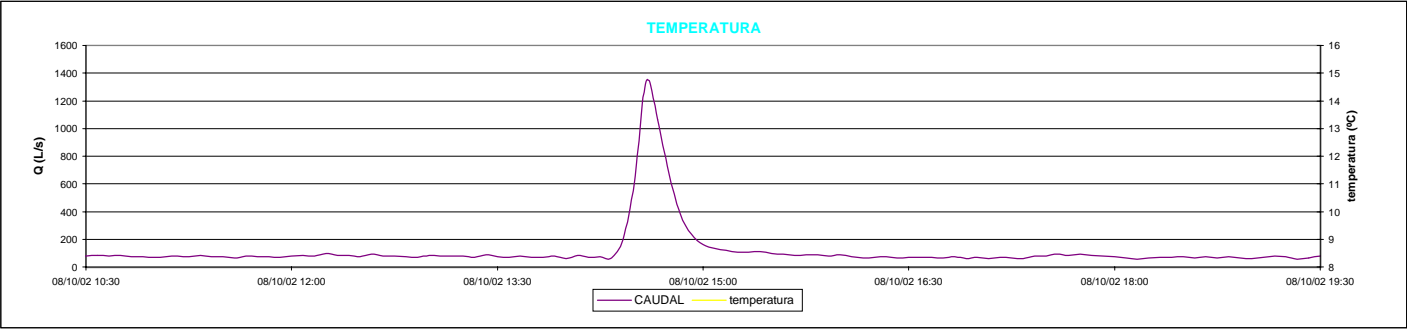
| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| CUENCA | |
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

| | |
|---|----------------|
| LLUVIA | |
| Días de tiempo seco precedente | 6 |
| Precipitación total (mm) | 11.4 |
| Día y hora de inicio | 08/10/02 14:14 |
| Día y hora de finalización | 08/10/02 14:38 |
| Duración (horas) | 0.40 |
| Intensidad media | 28.50 |
| Hora de máxima precipitación | 14:30 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 7.6 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 08/10/02 14:24 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 08/10/02 15:29 |

| | |
|--|--------|
| VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³) | |
| Volumen total | 1612.3 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 103.8 |
| Volumen asignado a escorrentía | 1508.4 |
| Volumen vertido al medio receptor | 187.8 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 93.6 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 11.6 |

| | | | |
|--|---------|-------------|--------|
| CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s) | | | |
| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
| Máximo | 1340.3 | 429.7 | 401.5 |
| Mínimo | 66.8 | 38.3 | 0.0 |
| Media | 328.3 | 262.0 | 36.8 |
| Máximo/Media | 4.1 | 1.6 | 10.9 |





PARAMETROS

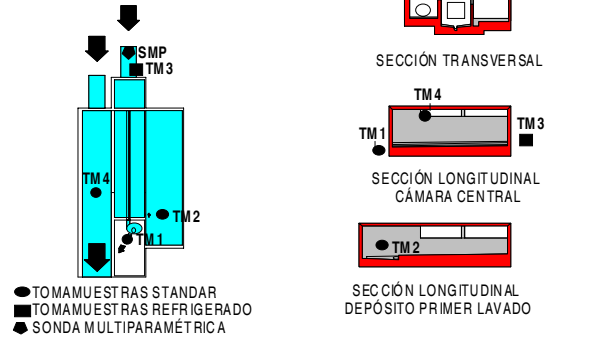
SUCESO

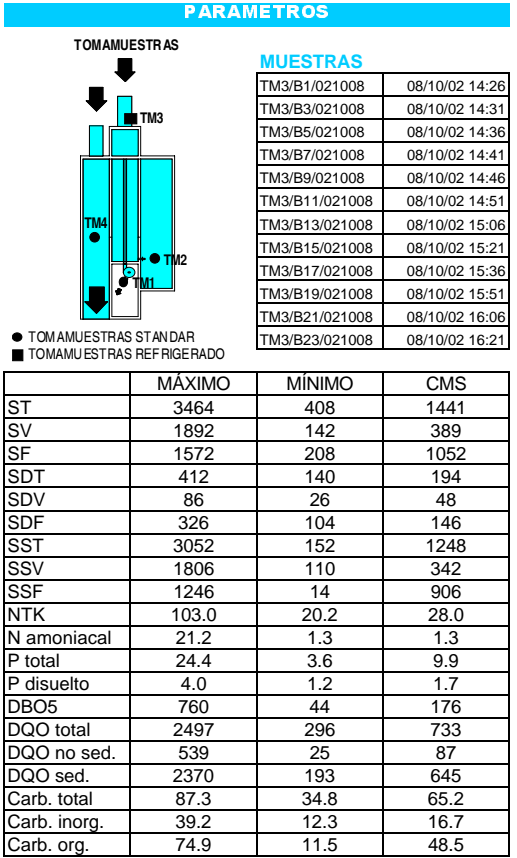
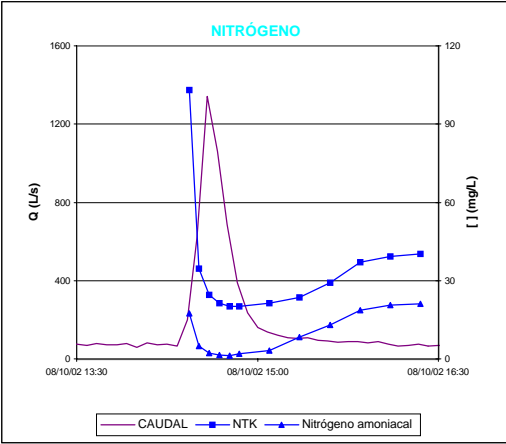
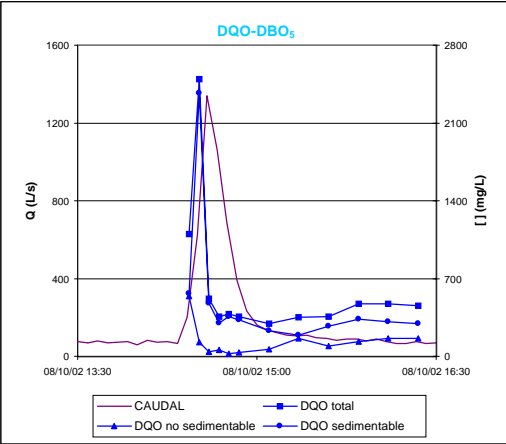
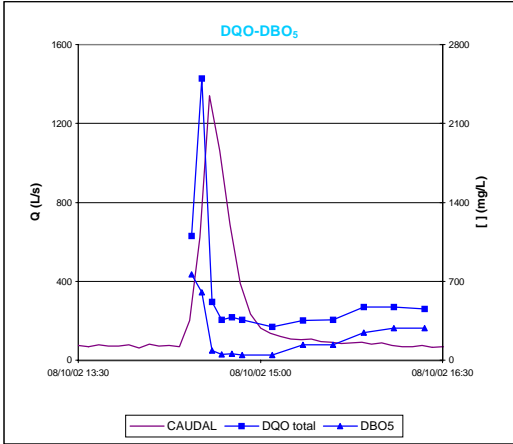
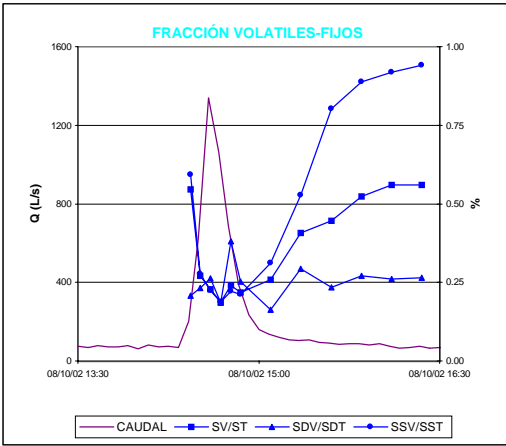
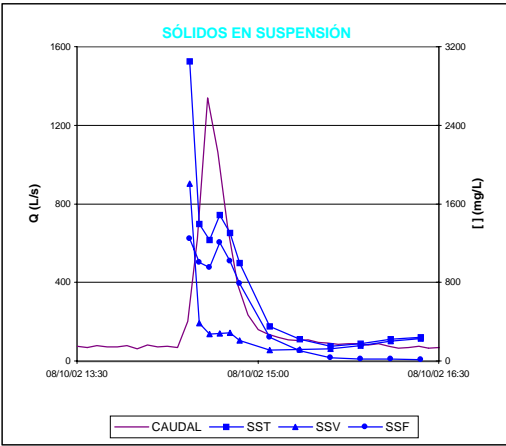
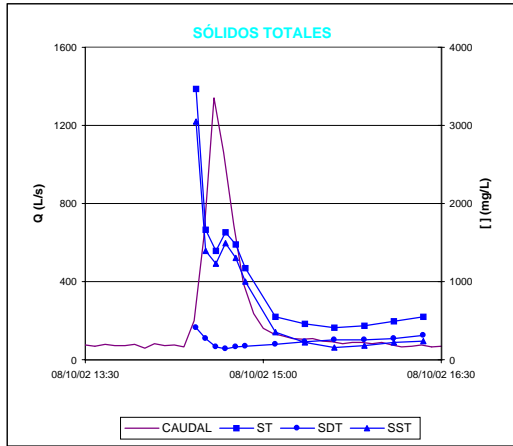
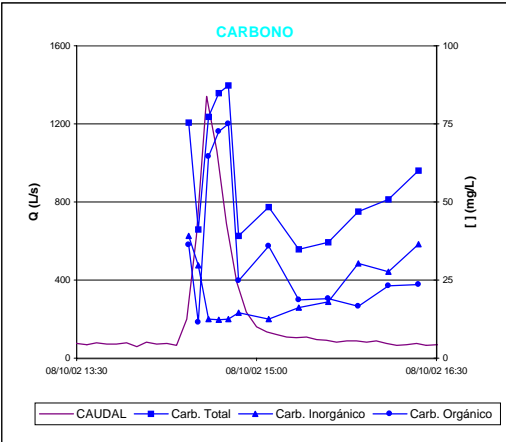
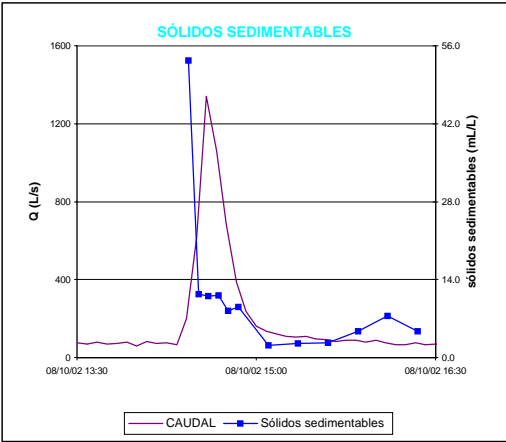
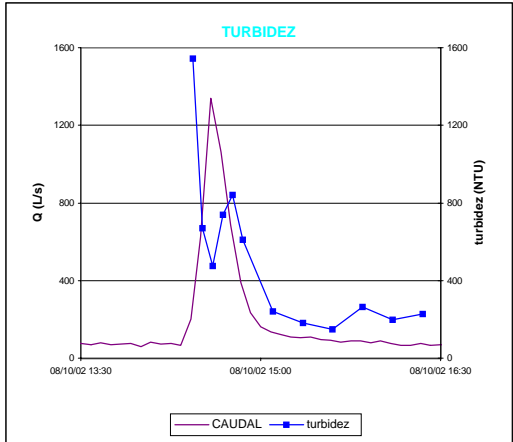
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | octubre |
| Tipo de suceso | tipo C |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 08/10/02 14:16 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 08/10/02 16:25 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 4 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 4 |
| Nº de muestras capturadas en total | 32 |
| Nº de muestras analizadas | 32 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 8 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 08/10/02 14:13 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 08/10/02 15:28 |

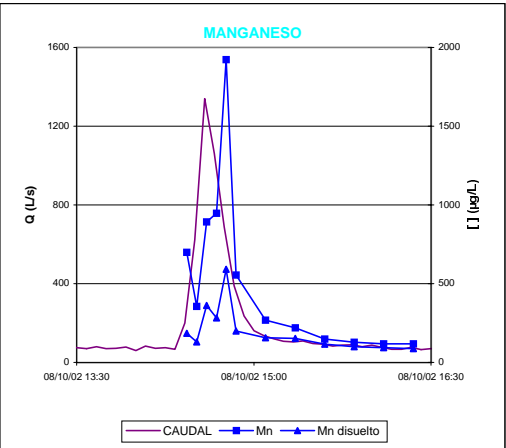
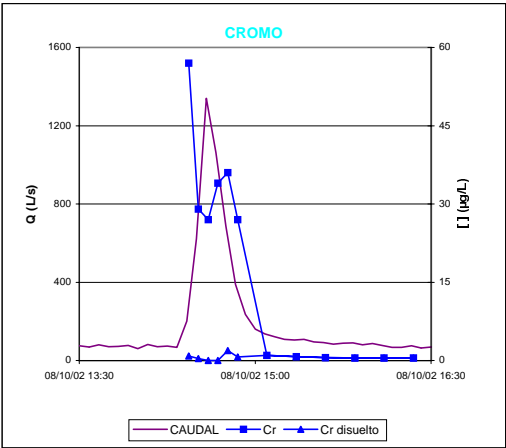
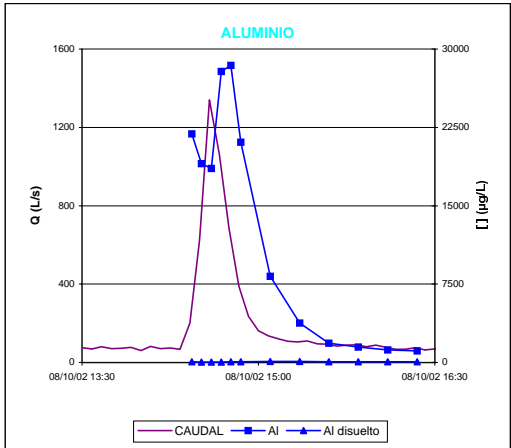
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | - | - | - |
| Conductividad (µS/cm) | - | - | - |
| Temperatura (°C) | - | - | - |

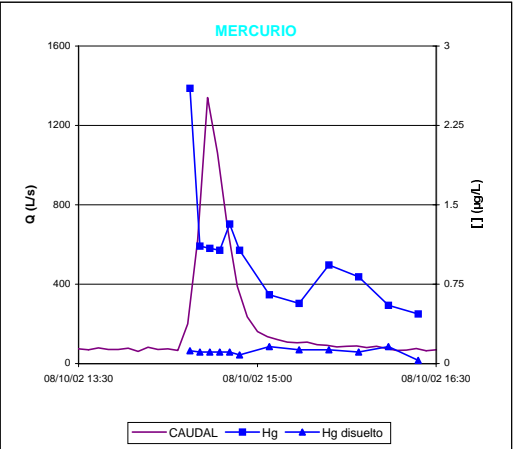
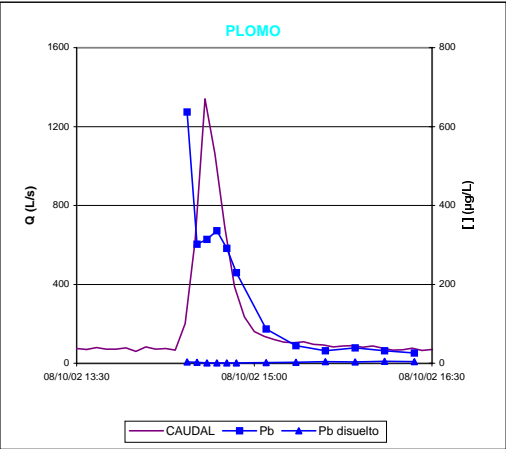
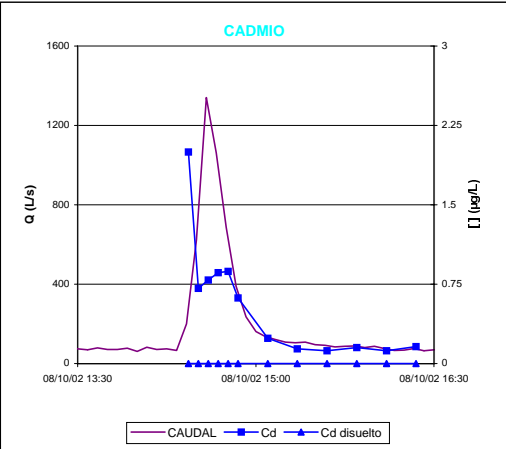
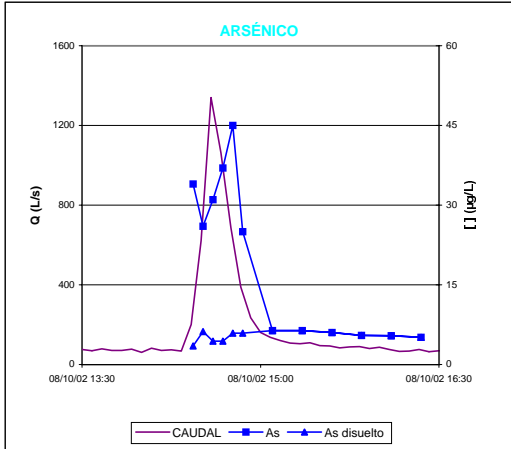
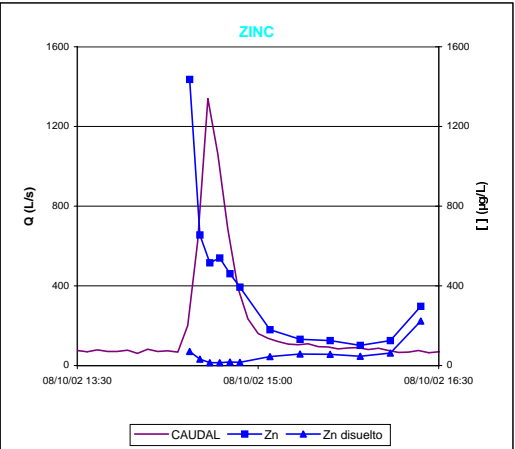
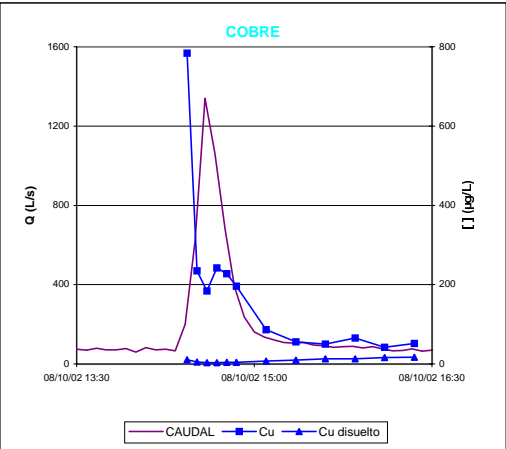
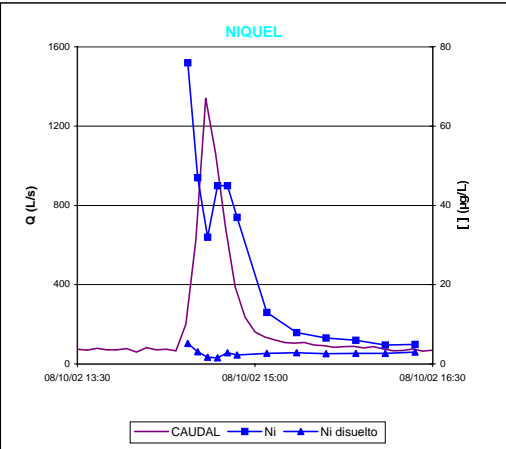
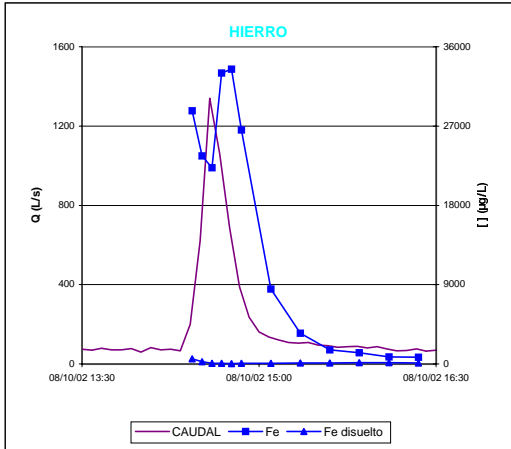
MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN

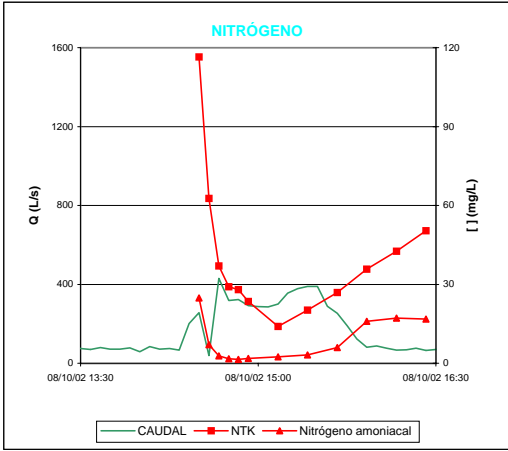
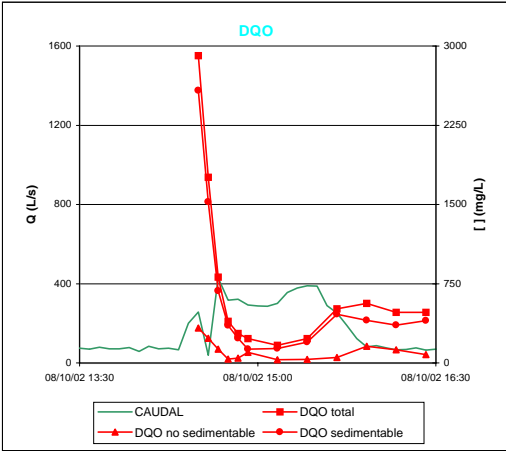
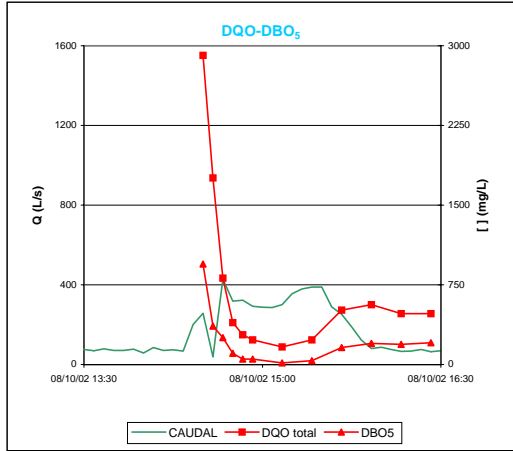
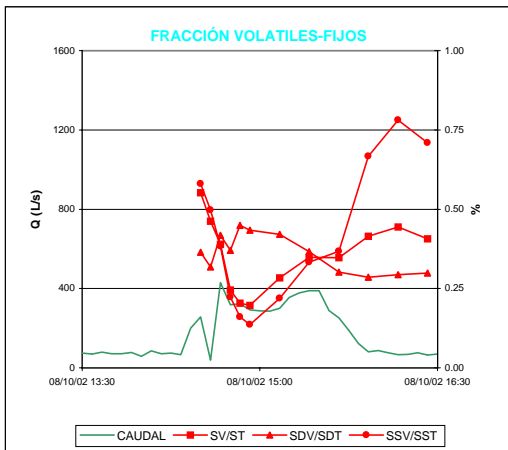
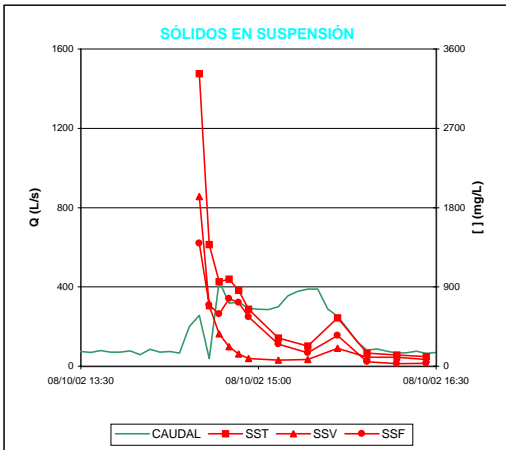
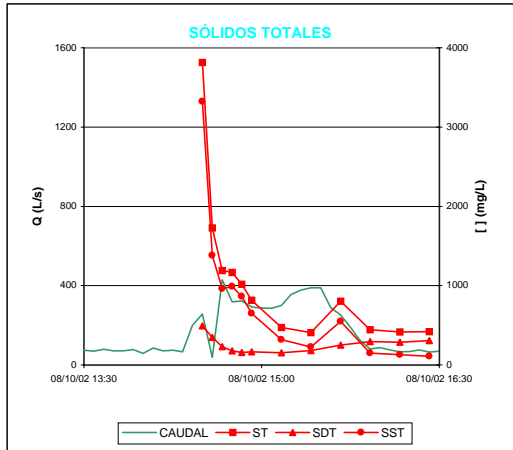
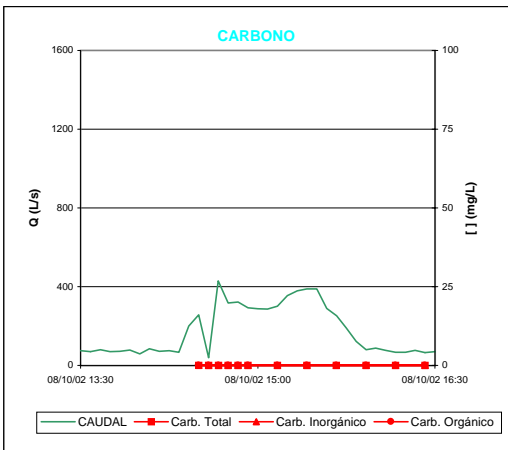
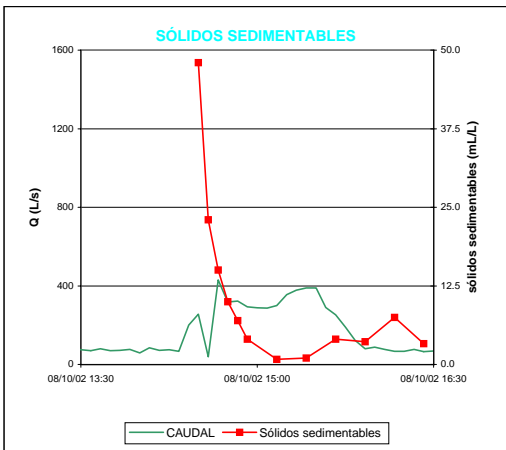
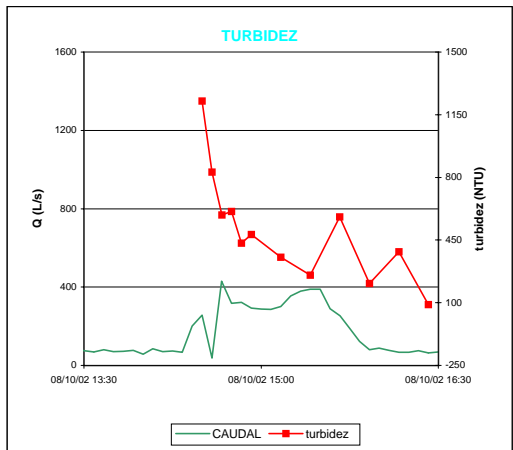






| PARAMETROS | | | | | |
|-------------|--------------|-------------|--------------|--|--|
| | MÁXIMO | MINIMO | CMS | | |
| Al (Al dis) | 28450 (79.0) | 1115 (31.6) | 20307 (46.2) | | |
| Cr (Cr dis) | 57.0 (1.90) | 0.50 (0.00) | 27.7 (0.52) | | |
| Mn (Mn dis) | 1923 (592) | 117 (88.0) | 812 (286) | | |
| Fe (Fe dis) | 33460 (568) | 762 (48.0) | 24445 (118) | | |
| Ni (Ni dis) | 76.0 (5.20) | 4.80 (1.50) | 38.0 (2.38) | | |
| Cu (Cu dis) | 784 (17.0) | 42.0 (2.92) | 224 (4.70) | | |
| Zn (Zn dis) | 1436 (223) | 102 (14.2) | 517 (25.3) | | |
| As (As dis) | 45.0 (6.40) | 5.10 (3.50) | 29.2 (5.23) | | |
| Cd (Cd dis) | 2.00 (0.00) | 0.12 (0.00) | 0.76 (0.00) | | |
| Pb (Pb dis) | 637 (5.09) | 26.0 (0.67) | 287 (1.27) | | |
| Hg (Hg dis) | 2.60 (0.16) | 0.47 (0.03) | 1.13 (0.11) | | |





PARAMETROS

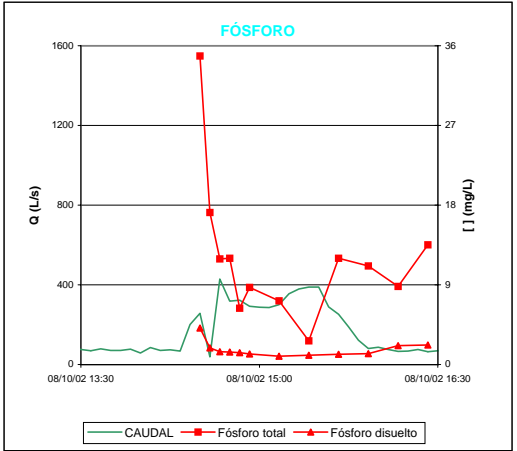
TOMAMUESTRAS

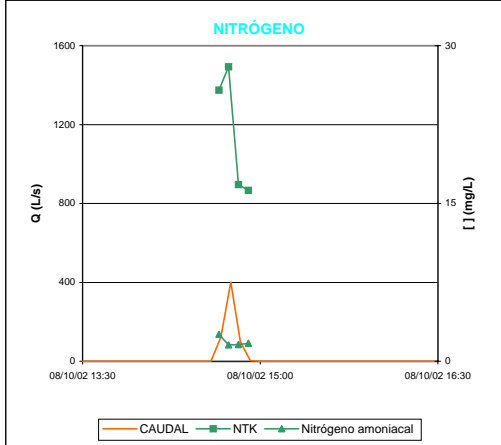
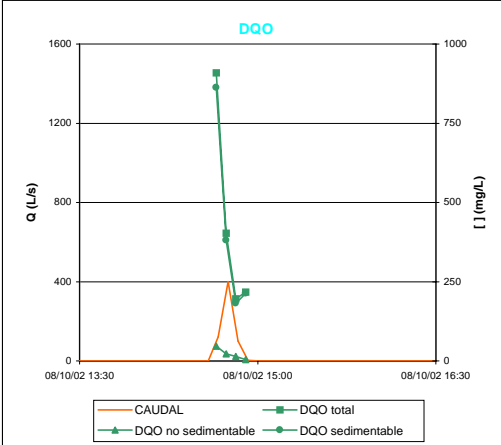
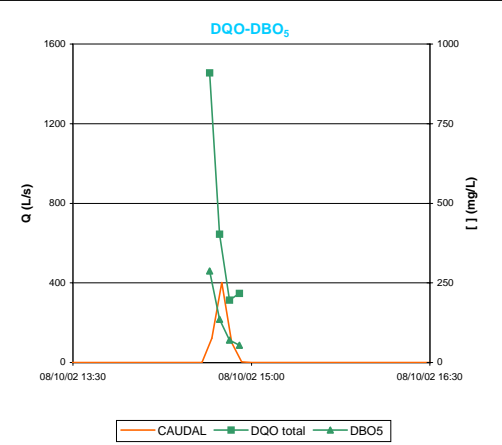
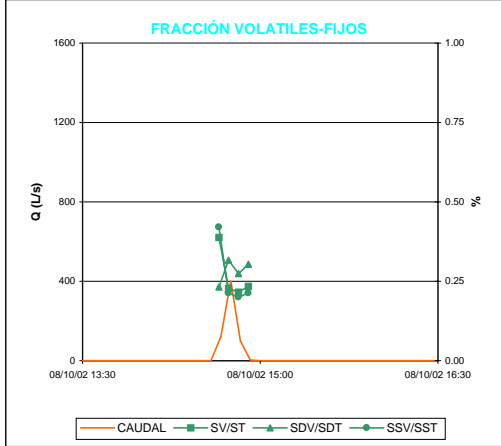
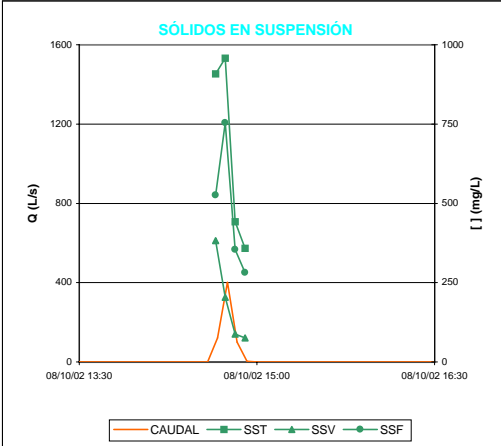
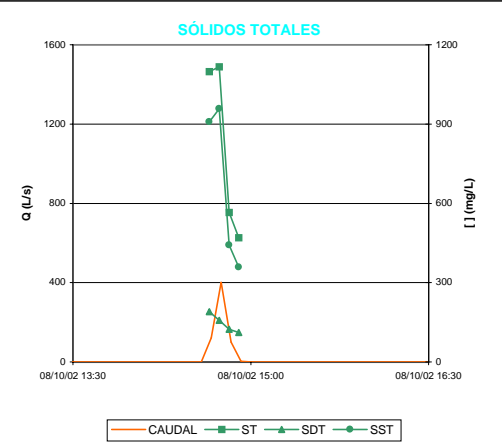
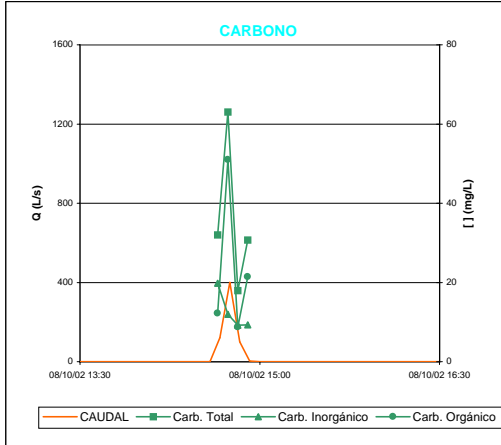
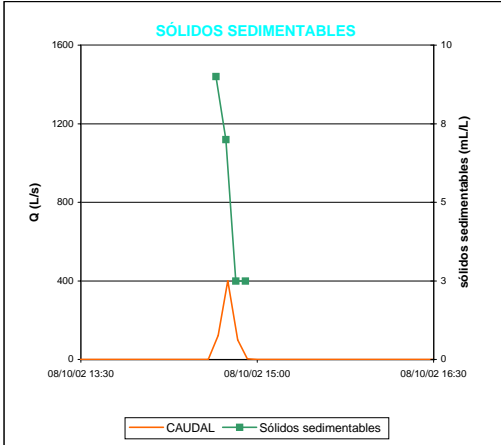
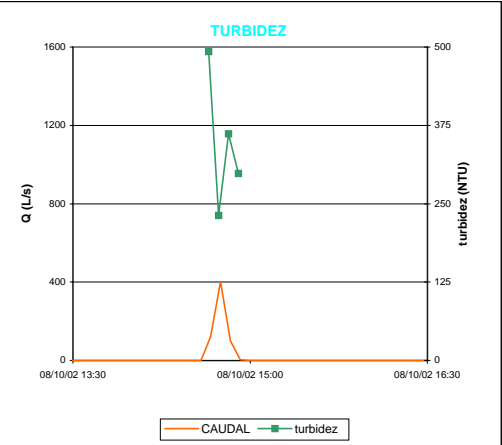
● TOMAMUESTRAS STANDAR
■ TOMAMUESTRAS REFRIGERADO

MUESTRAS

| Sample ID | Time |
|----------------|----------------|
| TM1/B1/021008 | 08/10/02 14:30 |
| TM1/B3/021008 | 08/10/02 14:35 |
| TM1/B5/021008 | 08/10/02 14:40 |
| TM1/B7/021008 | 08/10/02 14:45 |
| TM1/B9/021008 | 08/10/02 14:50 |
| TM1/B11/021008 | 08/10/02 14:55 |
| TM1/B13/021008 | 08/10/02 15:10 |
| TM1/B15/021008 | 08/10/02 15:25 |
| TM1/B17/021008 | 08/10/02 15:40 |
| TM1/B19/021008 | 08/10/02 15:55 |
| TM1/B21/021008 | 08/10/02 16:10 |
| TM1/B23/021008 | 08/10/02 16:25 |

| Parameter | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 3814 | 408 | - |
| SV | 2106 | 134 | - |
| SF | 1708 | 230 | - |
| SDT | 494 | 152 | - |
| SDV | 180 | 64 | - |
| SDF | 314 | 86 | - |
| SST | 3320 | 110 | - |
| SSV | 1926 | 70 | - |
| SSF | 1394 | 28 | - |
| NTK | 116.5 | 14.0 | - |
| N amoniacal | 24.8 | 1.5 | - |
| P total | 34.8 | 2.7 | - |
| P disuelto | 4.1 | 0.9 | - |
| DBO5 | 944 | 15 | - |
| DQO total | 2910 | 166 | - |
| DQO no sed. | 331 | 31 | - |
| DQO sed. | 2579 | 131 | - |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |





PARAMETROS

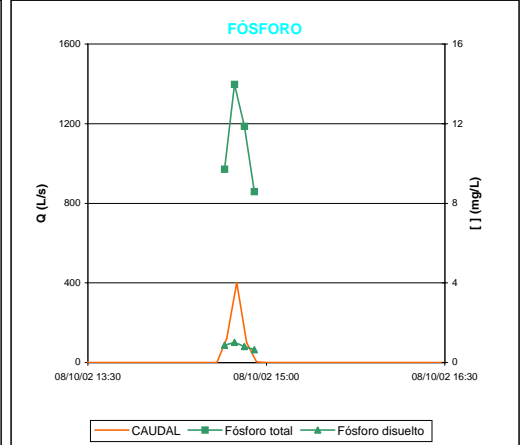
TOMAMUESTRAS

● TOMAMUESTRAS STANDAR
■ TOMAMUESTRAS REFRIGERADO

MUESTRAS

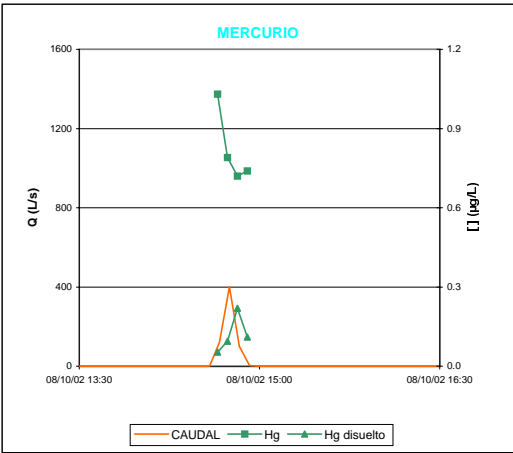
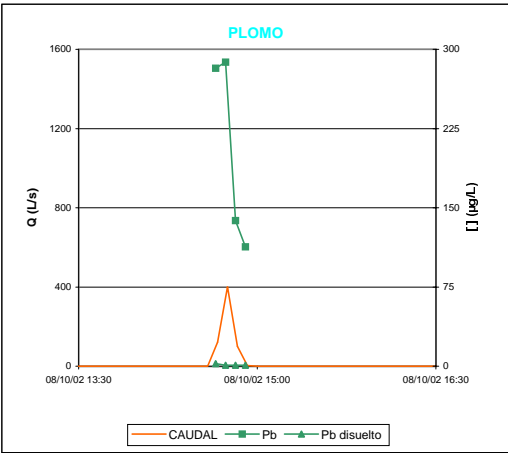
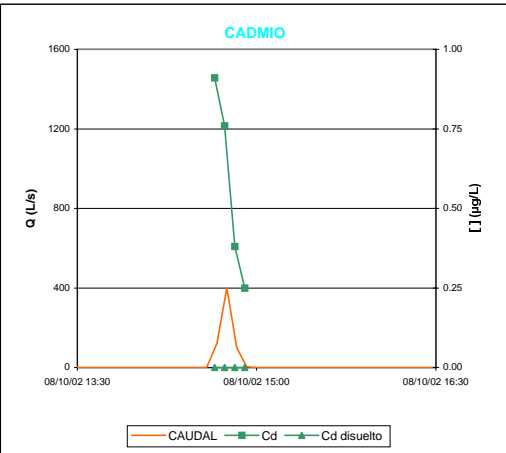
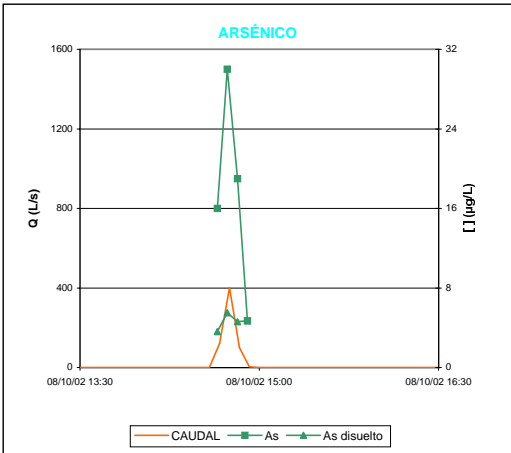
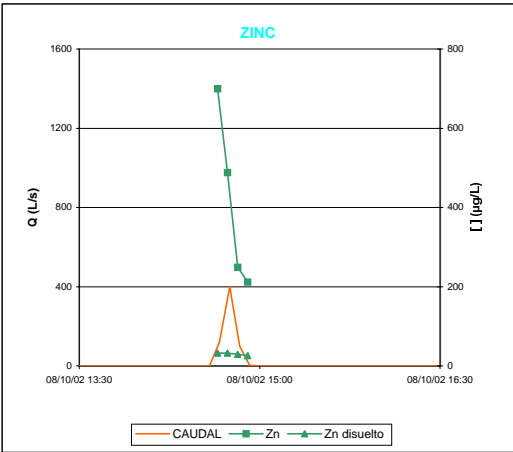
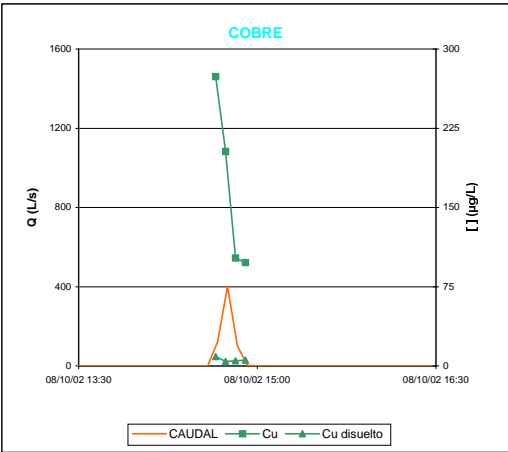
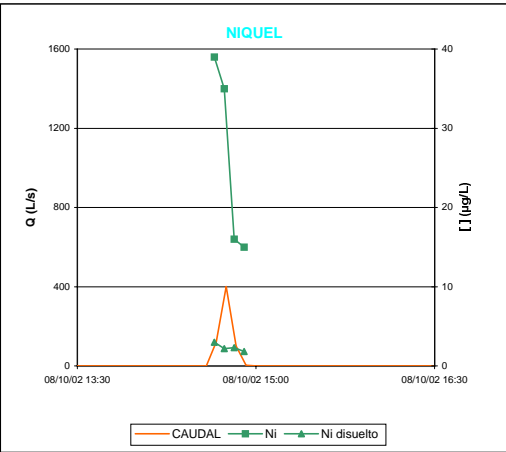
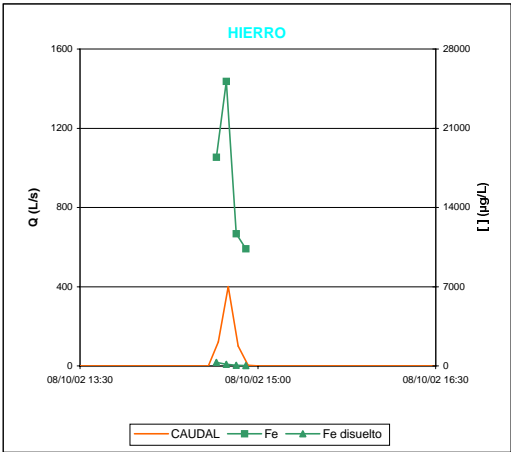
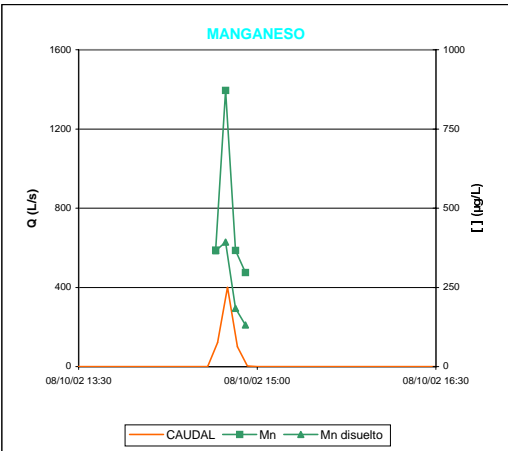
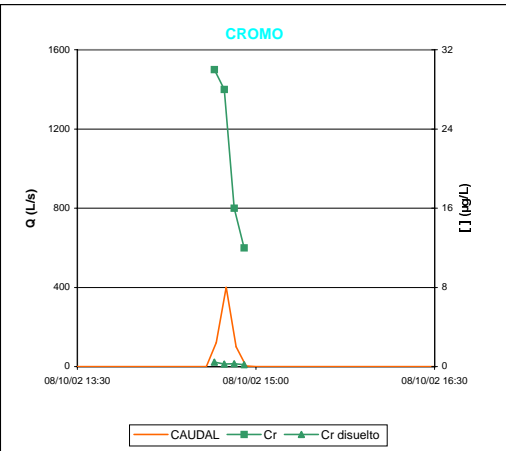
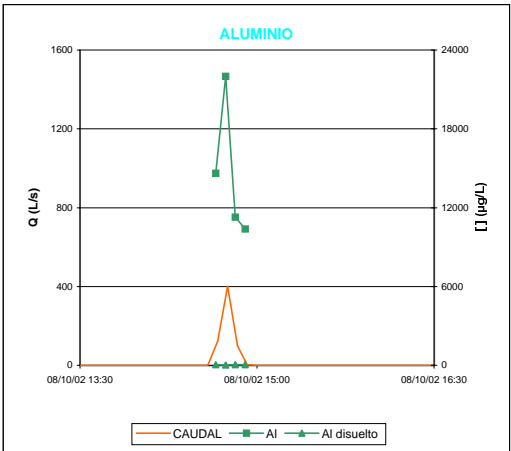
| Muestra | Fecha y Hora |
|----------------|----------------|
| TM4/B1/021008 | 08/10/02 14:39 |
| TM4/B3/021008 | 08/10/02 14:44 |
| TM4/B5/021008 | 08/10/02 14:49 |
| TM4/B7/021008 | 08/10/02 14:54 |
| TM4/B9/021008 | - |
| TM4/B11/021008 | - |
| TM4/B13/021008 | - |
| TM4/B15/021008 | - |
| TM4/B17/021008 | - |
| TM4/B19/021008 | - |
| TM4/B21/021008 | - |
| TM4/B23/021008 | - |

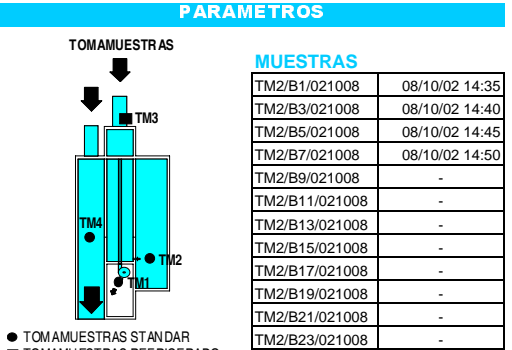
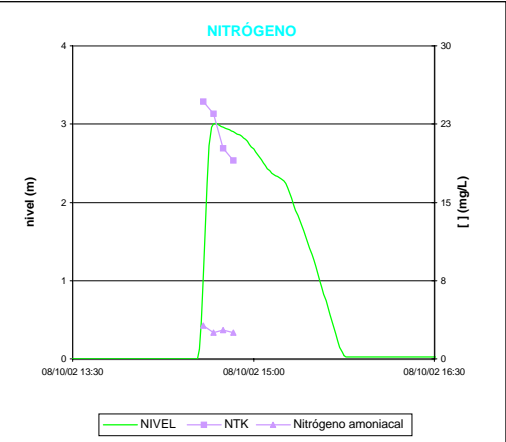
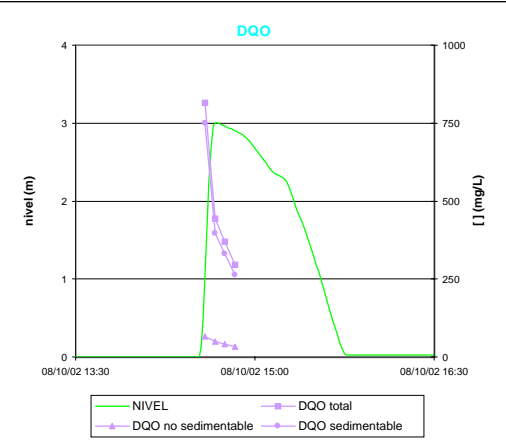
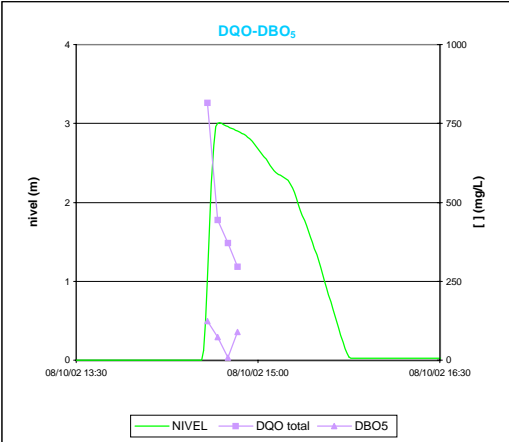
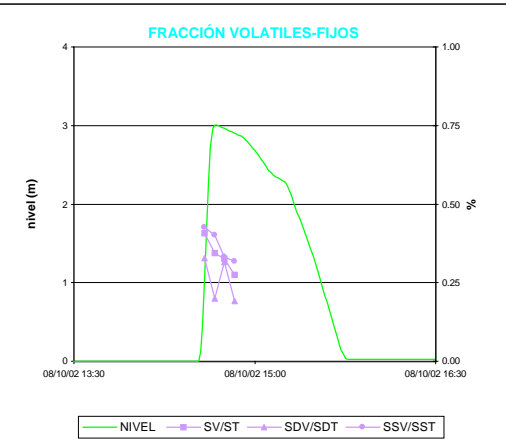
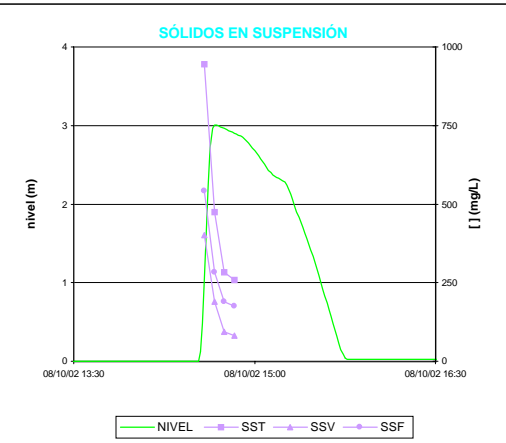
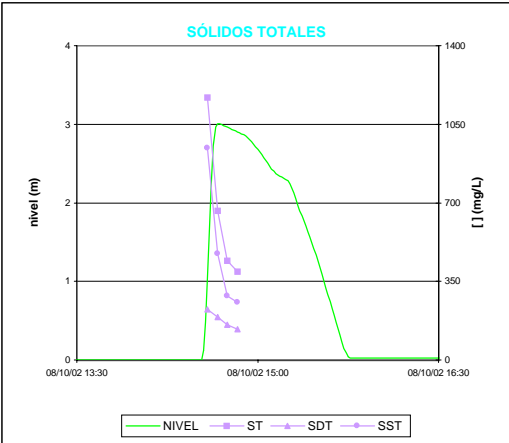
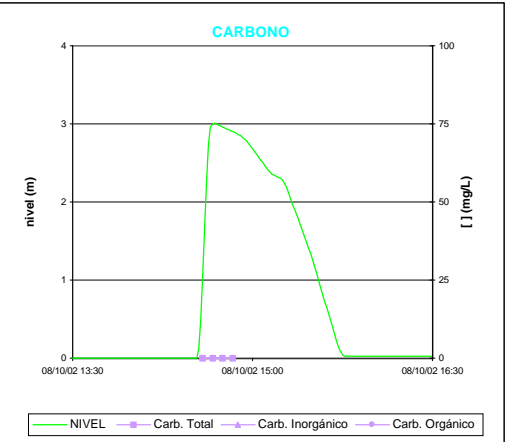
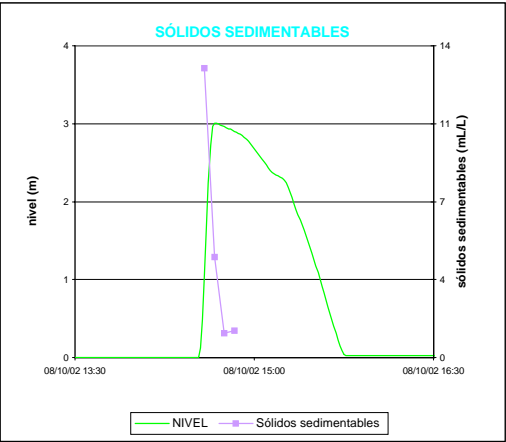
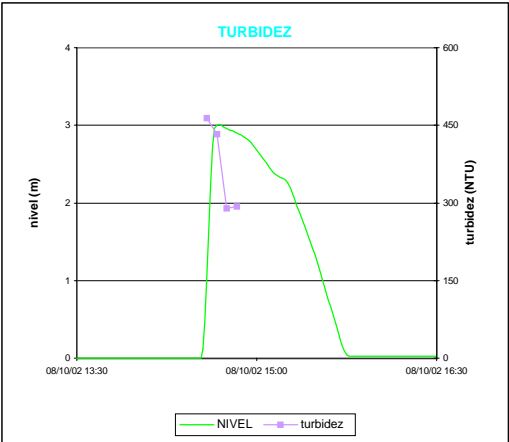
| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMV |
|--------------|--------|--------|------|
| ST | 1116 | 470 | 983 |
| SV | 426 | 110 | 230 |
| SF | 862 | 360 | 754 |
| SDT | 190 | 112 | 151 |
| SDV | 50 | 34 | 46 |
| SDF | 146 | 78 | 105 |
| SST | 958 | 358 | 832 |
| SSV | 382 | 76 | 184 |
| SSF | 754 | 282 | 649 |
| NTK | 28.0 | 16.2 | 25.3 |
| N amoniacal | 2.6 | 1.5 | 1.6 |
| P total | 14.0 | 8.6 | 13.2 |
| P disuelto | 1.0 | 0.6 | 1.0 |
| DBO5 | 287 | 54 | 126 |
| DQO total | 910 | 196 | 375 |
| DQO no sed. | 47 | 4 | 21 |
| DQO sed. | 863 | 182 | 354 |
| Carb. total | 63.0 | 17.9 | 51.3 |
| Carb. inorg. | 19.8 | 9.2 | 11.7 |
| Carb. org. | 51.0 | 8.7 | 39.7 |



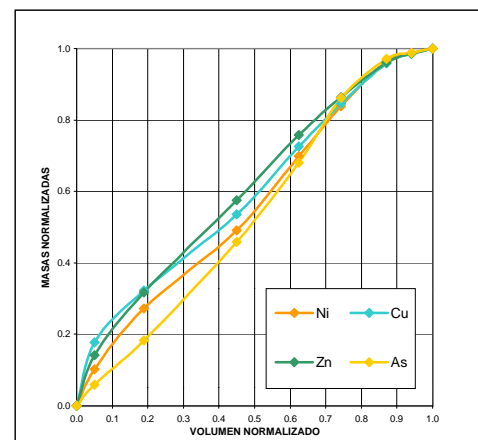
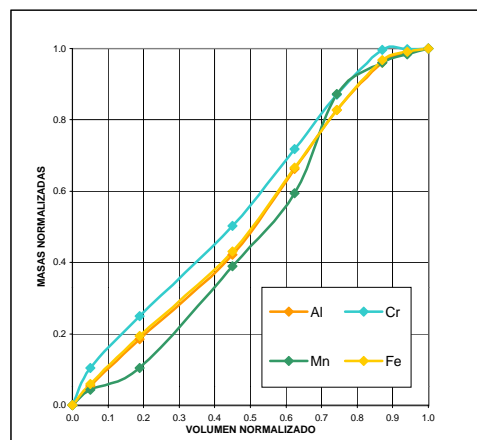
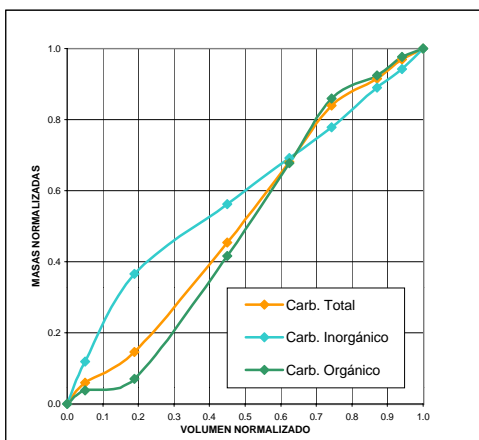
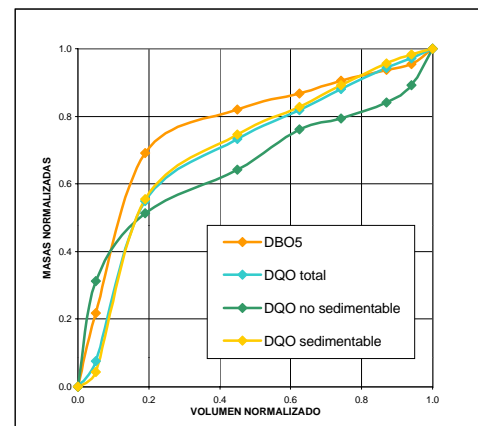
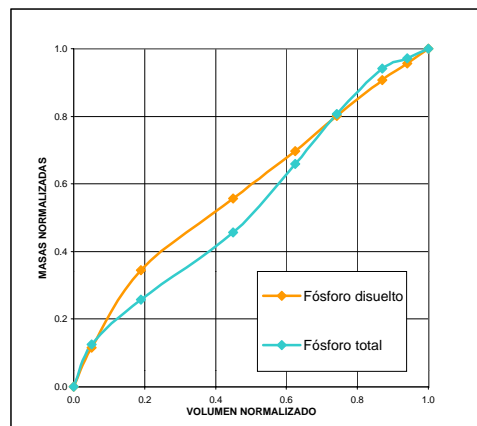
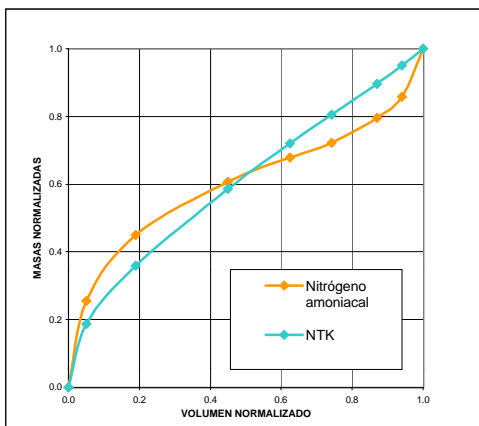
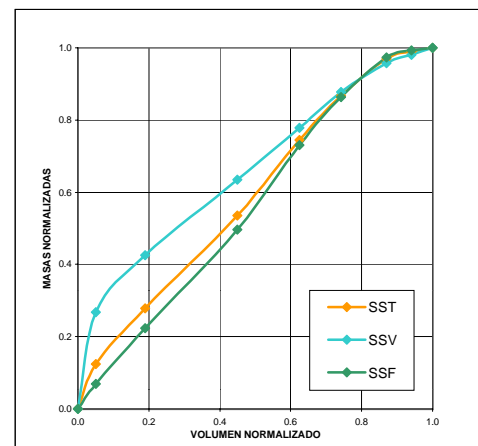
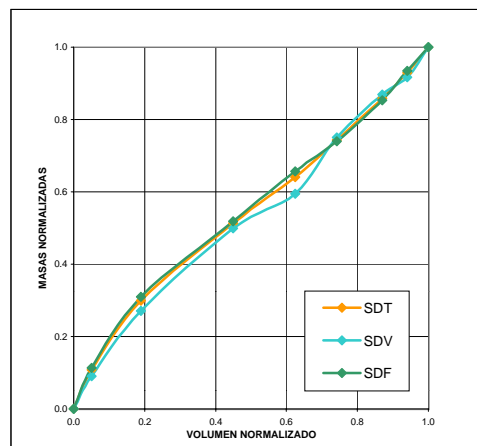
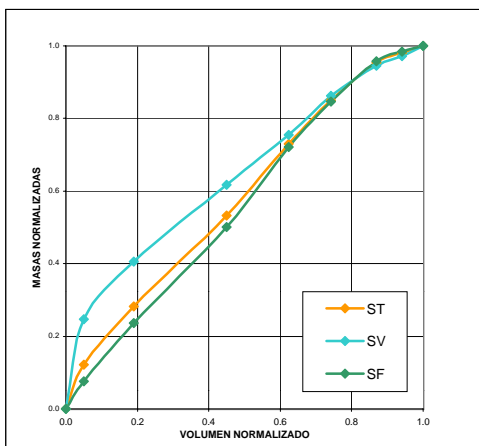
PARAMETROS

| | | MÁXIMO | MINIMO | CMV |
|----|----------|--------------|--------------|--------------|
| Al | (Al dis) | 22000 (46.0) | 10382 (34.0) | 19146 (36.8) |
| Cr | (Cr dis) | 30.0 (0.45) | 12.0 (0.18) | 25.2 (0.28) |
| Mn | (Mn dis) | 872 (393) | 297 (131) | 731 (342) |
| Fe | (Fe dis) | 25130 (310) | 10358 (42.0) | 21654 (135) |
| Ni | (Ni dis) | 39.0 (3.00) | 15.0 (1.80) | 30.7 (2.25) |
| Cu | (Cu dis) | 274 (8.70) | 98.0 (4.20) | 182 (4.56) |
| Zn | (Zn dis) | 700 (32.0) | 212 (26.0) | 440 (31.2) |
| As | (As dis) | 30.0 (5.50) | 4.70 (3.60) | 26.6 (5.21) |
| Cd | (Cd dis) | 0.91 (0.00) | 0.25 (0.00) | 0.67 (0.00) |
| Pb | (Pb dis) | 288 (2.40) | 113 (0.95) | 252 (1.06) |
| Hg | (Hg dis) | 1.03 (0.22) | 0.72 (0.05) | 0.78 (0.12) |





| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 1170 | 394 | - |
| SV | 476 | 108 | - |
| SF | 694 | 286 | - |
| SDT | 226 | 136 | - |
| SDV | 74 | 26 | - |
| SDF | 152 | 108 | - |
| SST | 944 | 258 | - |
| SSV | 402 | 82 | - |
| SSF | 542 | 176 | - |
| NTK | 24.6 | 19.0 | - |
| N amoniacal | 3.2 | 2.5 | - |
| P total | 15.9 | 6.6 | - |
| P disuelto | 1.1 | 0.5 | - |
| DBO5 | 123 | 9 | - |
| DQO total | 815 | 296 | - |
| DQO no sed. | 65 | 33 | - |
| DQO sed. | 750 | 264 | - |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |



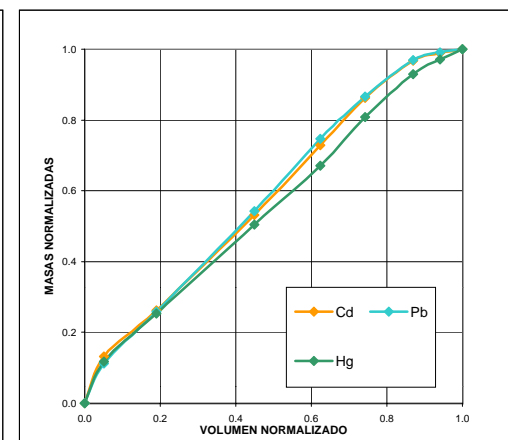
PARAMETROS

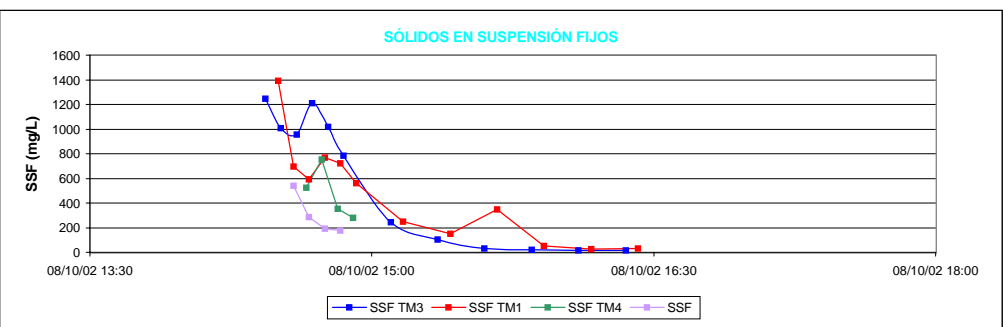
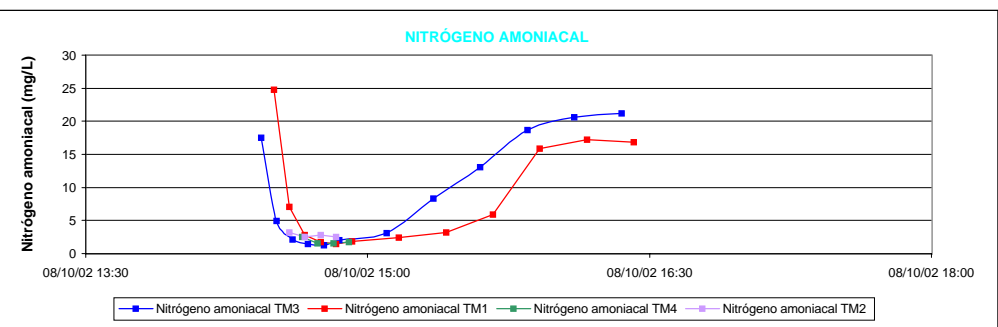
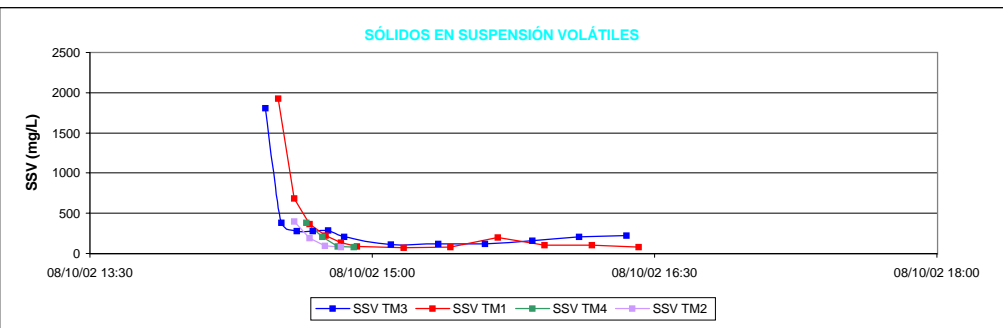
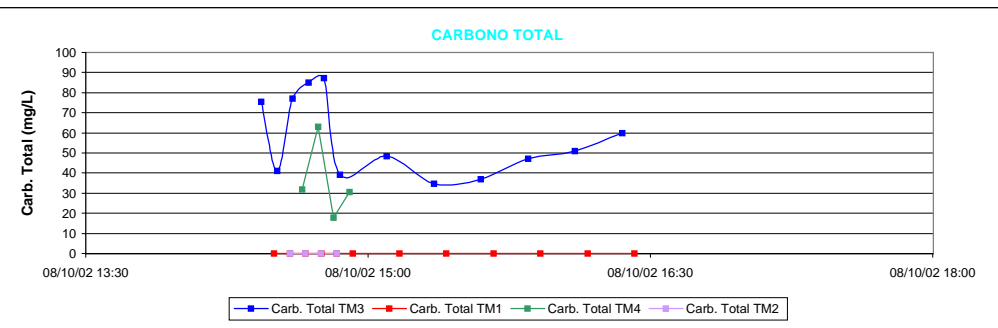
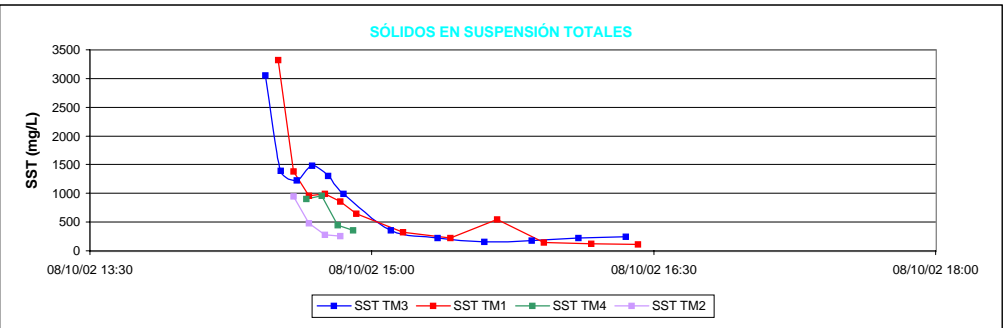
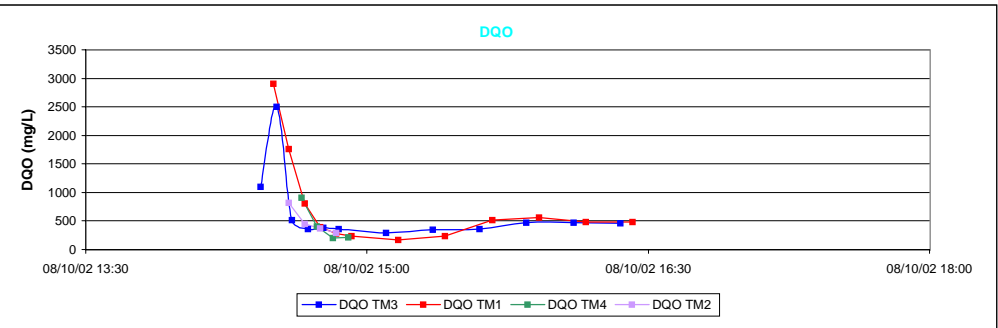
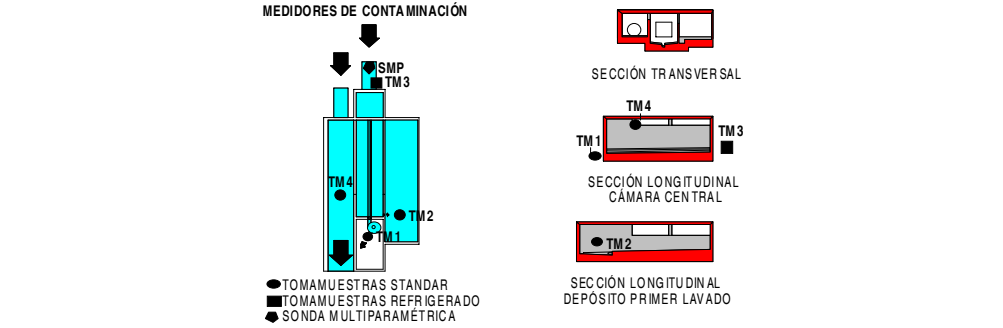
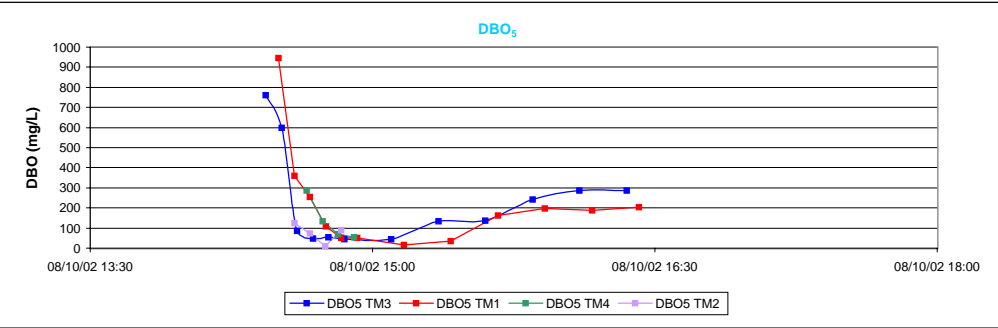
MASAS (KG)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.72 | 2323.76 | 2267.92 | 55.85 | 97.60 | 28.35 |
| SV | 0.53 | 627.96 | 606.47 | 21.49 | 96.58 | 7.58 |
| SF | 0.79 | 1695.81 | 1661.45 | 34.36 | 97.97 | 20.77 |
| SDT | 0.83 | 312.46 | 278.11 | 34.34 | 89.01 | 3.48 |
| SDV | 0.90 | 77.18 | 66.58 | 10.60 | 86.26 | 0.83 |
| SDF | 0.81 | 235.28 | 211.54 | 23.74 | 89.91 | 2.64 |
| SST | 0.70 | 2011.31 | 1989.80 | 21.50 | 98.93 | 24.87 |
| SSV | 0.50 | 550.78 | 539.89 | 10.89 | 98.02 | 6.75 |
| SSF | 0.79 | 1460.53 | 1449.91 | 10.62 | 99.27 | 18.12 |
| NTK | 0.64 | 45.18 | 40.31 | 4.86 | 89.23 | 0.50 |
| N amoniacal | 0.59 | 5.61 | 3.37 | 2.24 | 60.02 | 0.04 |
| P total | 0.83 | 15.92 | 15.02 | 0.90 | 94.35 | 0.19 |
| P disuelto | 0.70 | 2.80 | 2.20 | 0.60 | 78.56 | 0.03 |
| DBO5 | 0.34 | 283.90 | 248.58 | 35.31 | 87.56 | 3.11 |
| DQO total | 0.48 | 1181.49 | 1121.24 | 60.25 | 94.90 | 14.02 |
| DQO no sed. | 0.46 | 141.01 | 110.72 | 30.29 | 78.52 | 1.38 |
| DQO sed. | 0.48 | 1040.47 | 1010.52 | 29.96 | 97.12 | 12.63 |
| Carb. total | 0.92 | 105.18 | 95.50 | 9.68 | 90.80 | 1.19 |
| Carb. inorg. | 0.70 | 26.92 | 22.74 | 4.17 | 84.50 | 0.28 |
| Carb. org. | 1.00 | 78.26 | 72.76 | 5.50 | 92.97 | 0.91 |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|------|----------|---------|---------|-----------|--------|
| Al | 0.93 | 32740.7 | 32457.7 | 283.0 | 99.14 | 405.72 |
| Cr | 0.75 | 44.64 | 44.64 | 0.00 | 100.00 | 0.56 |
| Mn | 1.04 | 1308.39 | 1297.69 | 10.69 | 99.18 | 16.22 |
| Fe | 0.91 | 39411.8 | 39272.3 | 139.5 | 99.65 | 490.90 |
| Ni | 0.77 | 61.25 | 60.66 | 0.58 | 99.05 | 0.76 |
| Cu | 0.66 | 360.92 | 353.22 | 7.70 | 97.87 | 4.42 |
| Zn | 0.65 | 834.16 | 822.33 | 11.83 | 98.58 | 10.28 |
| As | 0.87 | 47.06 | 47.06 | 0.00 | 100.00 | 0.59 |
| Cd | 0.72 | 1.23 | 1.20 | 0.03 | 97.90 | 0.02 |
| Pb | 0.71 | 462.91 | 457.98 | 4.93 | 98.93 | 5.72 |
| Hg | 0.80 | 1.82 | 1.82 | 0.00 | 100.00 | 0.02 |





5.3. TRABAJO DE LABORATORIO

El trabajo de laboratorio consistió en realizar las determinaciones analíticas necesarias sobre las muestras recogidas, tanto en tiempo seco como durante los sucesos, para obtener los polutogramas de todos los contaminantes. Se analizaron un total de 377 muestras, de las cuales 48 eran de tiempo seco.

Estas determinaciones fueron realizadas en el *Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental* de la *Escuela de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos* de la *Universidad da Coruña* y en el laboratorio de los *Servicios Xerais de Apoio á Investigación (SXAI)*, de esta misma universidad. Para la mayoría de los análisis se siguieron los métodos normalizados (“Standard Method”) para el análisis de aguas potables y residuales de la APHA-AWWA-WPCF (“American Public Health Association-American Water Works Association-Water Pollution Control Federation”). En las siguientes tablas se indica el método normalizado y el laboratorio donde se realizaron los ensayos.

Tabla 5-56. Métodos de análisis para la determinación de las propiedades físicas y de agregación.

| PROPIEDADES FÍSICAS Y DE AGREGACIÓN | | |
|--|--|--|
| PROPIEDAD | MÉTODO | LUGAR DE REALIZACIÓN |
| pH | STANDARD METHOD 4500-H | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| Conductividad | STANDARD METHOD 2510 B | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| Turbidez | NORMATIVA ISO 7027:90 | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| ST | STANDARD METHOD 2540 B UNE 77-030-82 | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| SV | STANDARD METHOD 2540 E | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| SF | Por cálculo: ST-SV | - |
| SDT | STANDARD METHOD 2540 C UNE- 77-031-82 | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| SDV | STANDARD METHOD 2540 E | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| SDF | Por cálculo: SDT-SDV | - |
| SST | Por cálculo: ST-SDT | - |
| SSV | Por cálculo: SV-SDV | - |
| SSF | Por cálculo: SST-SSV | - |
| Sólidos sedimentables | STANDARD METHOD 2540 F UNE 77-032-82 | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |

Tabla 5-57. Métodos de análisis para la determinación de los componentes orgánicos.

| COMPONENTES ORGÁNICOS | | |
|------------------------------|--|--|
| COMPONENTE | MÉTODO | LUGAR DE REALIZACIÓN |
| DBO ₅ | STANDARD METHOD 5210 B UNE 77003:89 | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| DQO | STANDARD METHOD 5220 C | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| CT | STANDARD METHOD 5310 B | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| COT | Por cálculo: CT-CI | - |
| CI | STANDARD METHOD 5310 B | Laboratorio del SXAI de la UDC |

Tabla 5-58. Métodos de análisis para la determinación de los constituyentes inorgánicos.

| CONSTITUYENTES INORGÁNICOS NO METÁLICOS | | |
|--|--|--|
| CONSTITUYENTE | MÉTODO | LUGAR DE REALIZACIÓN |
| NTK | STANDARD METHOD 4500-Norg C | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| Nitrógeno amoniacal | STANDARD METHOD 4500-NH ₃ F | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| Fósforo total* | STANDARD METHOD 4500-P B 5/4500-P C | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| Fósforo soluble | STANDARD METHOD 4500-P B 5/4500-P C | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| CONSTITUYENTES INORGÁNICOS METÁLICOS | | |
| CONSTITUYENTE | MÉTODO | LUGAR DE REALIZACIÓN |
| Al | STANDARD METHOD 3500-Al C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Cr | STANDARD METHOD 3500-Cr C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Mn | STANDARD METHOD 3500-Mn C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Fe | STANDARD METHOD 3500-Fe C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Ni | STANDARD METHOD 3500-Ni C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Cu | STANDARD METHOD 3500-Cu C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Zn | STANDARD METHOD 3500-Zn C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| As | STANDARD METHOD 3500-As E | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Cd | STANDARD METHOD 3500-Cd C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Pb | STANDARD METHOD 3500-Pb C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Al disuelto | STANDARD METHOD 3500-Al C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Cr disuelto | STANDARD METHOD 3500-Cr C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Mn disuelto | STANDARD METHOD 3500-Mn C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Fe disuelto | STANDARD METHOD 3500-Fe C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Ni disuelto | STANDARD METHOD 3500-Ni C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Cu disuelto | STANDARD METHOD 3500-Cu C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Zn disuelto | STANDARD METHOD 3500-Zn C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| As disuelto | STANDARD METHOD 3500-As E | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Cd disuelto | STANDARD METHOD 3500-Cd C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Pb disuelto | STANDARD METHOD 3500-Pb C | Laboratorio del SXAI de la UDC |
| Al particulado | Por cálculo: Al-Al disuelto | - |
| Cr particulado | Por cálculo: Cr-Cr disuelto | - |
| Mn particulado | Por cálculo: Mn-Mn disuelto | - |
| Fe particulado | Por cálculo: Fe-Fe disuelto | - |
| Ni particulado | Por cálculo: Ni-Ni disuelto | - |
| Cu particulado | Por cálculo: Cu-Cu disuelto | - |
| Zn particulado | Por cálculo: Zn-Zn disuelto | - |
| As particulado | Por cálculo: As-As disuelto | - |
| Cd particulado | Por cálculo: Cd-Cd disuelto | - |
| Pb particulado | Por cálculo: Pb-Pb disuelto | - |

*para valores bajos que se utilizaba el STANDARD METHOD 4500-P B 5/4500-P E

Tabla 5-59. Métodos de análisis para la determinación de los indicadores microbiológicos.

| INDICADORES MICROBIOLÓGICOS | | |
|------------------------------------|--|--|
| INDICADORES | MÉTODO | LUGAR DE REALIZACIÓN |
| Coliformes totales | STANDARD METHOD 9222 B | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |
| Coliformes fecales | STANDARD METHOD 9222 D UNE 77063:1990 | Laboratorio de ISA de la ETSICCP de la UDC |

En el Anejo VI se muestra la metodología aplicada en el SXAI para las determinaciones de los constituyentes inorgánicos metálicos y el carbono.

5.4. MODELIZACIÓN

El saneamiento de la subcuenca de Cancelón, que es una de las 13 subcuencas en que se divide el sistema de saneamiento de Santiago de Compostela, se modelizó utilizando el “Storm Water Management Model” (SWMM). Este programa simula sucesos de lluvia en base a lluvia (hietograma) y otros datos meteorológicos y las características del sistema (cuenca, conducciones, almacenamiento/tratamiento) para predecir el comportamiento en forma de valores hidráulicos y de contaminación. En el capítulo anterior ya se realizó una breve descripción del SWMM.

Se utilizó el bloque RUNOFF para modelizar la transformación de la lluvia en escorrentía y el bloque TRANSPORT para simular la circulación de caudales y contaminación en la red de alcantarillado. El motivo de que se haya utilizado el bloque TRANSPORT para la simulación de la red de alcantarillado, y no el bloque EXTRAN, es que este último no simula contaminación.

El contaminante elegido para la modelización fue la fracción de sólidos en suspensión. El motivo de elegir este contaminante es que es buen indicador de la contaminación de las aguas de tormenta y correlaciona bien con otros contaminantes (Sansalone, J. J.; Buchberger, S. G.; 1997; Thomson et al.; 1997 citados por Charbeneau, R. J.; 1998).

Ya se comentó en el capítulo anterior que el SWMM permite utilizar tanto el sistema métrico como el sistema americano pero que, sin embargo, el programa realiza todos los cálculos en el sistema americano. Por este motivo, y por fallos observados al utilizar el sistema métrico (Temprano, J.; 1996), se optó por utilizar el sistema americano.

Para la mayor parte de los parámetros se tomaron como referencia los valores utilizados en la modelización de otras cuencas de Santiago de Compostela (Cagiao, J.; 2002). Algunos de ellos fueron posteriormente modificados a la hora de realizar la calibración.

5.4.1. Modelización de la cuenca

El bloque RUNOFF simula la transformación de lluvia en escorrentía y la circulación de caudales por las subcuencas hacia la red principal de alcantarillado.

Los datos de lluvia que se utilizaron para las simulaciones realizadas en la cuenca de Cancelón fueron los registrados por el pluviómetro que estuvo situado en la cuenca durante toda la campaña de medida. En los periodos con ausencia de datos se recurrió a los valores registrados por el pluviómetro de la Red Meteorológica Gallega más cercano que, en este caso, es el que hay en Sergude (Boqueixón). No fue necesario realizar la simulación de nieve ni deshielo.

Los registros del pluviómetro se pasaron a intervalo de 10 minutos y en el modelo se introdujo la precipitación total en milímetros durante este intervalo.

Se consideró que existe evaporación, para lo cual se introdujo para cada mes del año el valor medio de la evaporación mensual de los últimos 40 años (periodo 1963-2002). Los datos de la evaporación de los últimos 40 años utilizados para calcular

los valores medios fueron los del observatorio de Lavacolla, que es la estación con datos mensuales de evaporación más próxima. Esta estación pertenece a la red del Instituto Nacional de Meteorología. Los datos utilizados se muestran a continuación.

Tabla 5-60. Datos de evaporación media de la estación meteorológica de Lavacolla.

| INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA C.M.T. DE GALICIA/Climatología EVAPORACION MEDIA | | | | | | | | | | | | |
|---|----|-----|----|----|----|-----|------|----|----|----|-----|-----|
| 1428 SANTIAGO COMPOSTELA 'LABACOLLA' | | | | | | | | | | | | |
| Longitud: 8 25 37 W; Latitud: 42 53 58 N; Altitud: 364 m | | | | | | | | | | | | |
| I | II | III | IV | V | VI | VII | VIII | IX | X | XI | XII | AÑO |
| 1963 | 6 | 8 | 21 | 20 | 32 | 29 | 29 | 21 | 18 | 21 | 13 | 14 |
| 1964 | 20 | 13 | 16 | 17 | 27 | 28 | 34 | 38 | 26 | 17 | 13 | 13 |
| 1965 | 14 | 19 | 21 | 17 | 32 | 30 | 30 | 29 | 25 | 22 | 16 | 14 |
| 1966 | 13 | 17 | 30 | 24 | 32 | 25 | 36 | 32 | 35 | 12 | 11 | 9 |
| 1967 | 16 | 19 | 28 | 32 | 20 | 45 | 32 | 27 | 23 | 16 | 16 | 12 |
| 1968 | 12 | 14 | 22 | 21 | 24 | 30 | 32 | 28 | 16 | 18 | 19 | 10 |
| 1969 | 17 | 18 | 15 | 21 | 20 | 25 | 39 | 37 | 20 | 19 | 11 | 8 |
| 1970 | 10 | 11 | 20 | 22 | 32 | 25 | 29 | 18 | 23 | 27 | 21 | 13 |
| 1971 | 17 | 25 | 26 | 17 | 18 | 25 | 30 | 20 | 28 | 22 | 17 | 16 |
| 1972 | 11 | 12 | 17 | 28 | 19 | 27 | 35 | 33 | 32 | 18 | 13 | 13 |
| 1973 | 11 | 16 | 29 | 39 | 24 | 39 | 33 | 33 | 25 | 25 | 15 | 13 |
| 1974 | 11 | 17 | 20 | 32 | 23 | 26 | 27 | 24 | 12 | 13 | 10 | 13 |
| 1975 | 17 | 12 | 16 | 16 | 28 | 25 | 34 | 43 | 29 | 23 | 13 | 18 |
| 1976 | 16 | 16 | 25 | 30 | 30 | 42 | 37 | 34 | 27 | 15 | 15 | 12 |
| 1977 | 14 | 10 | 25 | 23 | 18 | 23 | 21 | 20 | 24 | 18 | 15 | 20 |
| 1978 | 14 | 15 | 20 | 19 | 29 | 28 | 33 | 40 | 36 | 37 | 21 | 14 |
| 1979 | 15 | 15 | 14 | 26 | 35 | 45 | 56 | 33 | 34 | 19 | 16 | 18 |
| 1980 | 16 | 18 | 20 | 46 | 26 | 33 | 33 | 32 | 30 | 22 | 19 | 17 |
| 1981 | 19 | 20 | 20 | 23 | 16 | 46 | 45 | 46 | 26 | 13 | 22 | 11 |
| 1982 | 17 | 19 | 32 | 55 | 29 | 24 | 33 | 42 | 42 | 17 | 13 | 8 |
| 1983 | 23 | 13 | 28 | 21 | 21 | 49 | 26 | 30 | 29 | 29 | 18 | 20 |
| 1984 | 11 | 21 | 28 | 37 | 31 | 40 | 40 | 51 | 30 | 19 | 11 | 12 |
| 1985 | 13 | 18 | 20 | 26 | 23 | 21 | 29 | 29 | 42 | 23 | 17 | -- |
| 1986 | 7 | 7 | 14 | 17 | 22 | 29 | 34 | 19 | 17 | 13 | 10 | 9 |
| 1987 | -- | -- | 19 | 20 | 34 | 23 | 34 | 30 | 24 | 12 | 11 | 12 |
| 1988 | 10 | 20 | 18 | 15 | 17 | 23 | 23 | 27 | 33 | 20 | 15 | 14 |
| 1989 | 14 | 21 | 19 | 16 | 29 | 29 | 41 | 32 | 36 | 30 | 13 | 17 |
| 1990 | 11 | 14 | 35 | 20 | 29 | 25 | 50 | 45 | 35 | 17 | 9 | 13 |
| 1991 | 11 | 14 | 17 | 24 | 39 | 30 | 29 | 31 | 20 | 16 | 12 | 14 |
| 1992 | 18 | 22 | 19 | 19 | 27 | 20 | 27 | 21 | 16 | 9 | 5 | 8 |
| 1993 | 9 | 21 | 20 | 13 | 13 | 22 | 31 | 31 | 13 | 12 | 8 | 3 |
| 1994 | 8 | 9 | 15 | 21 | 14 | 28 | 21 | 16 | 13 | 12 | 10 | 9 |
| 1995 | 7 | 7 | 18 | 30 | 19 | 28 | 19 | 27 | 14 | 15 | 10 | 10 |
| 1996 | 10 | 9 | 15 | 16 | 15 | 29 | 25 | 19 | 18 | 11 | 6 | 8 |
| 1997 | 9 | 8 | 28 | 27 | 15 | 14 | 23 | 16 | 19 | 14 | 7 | 8 |
| 1998 | 11 | 15 | 19 | 8 | 20 | 21 | 19 | 34 | 12 | 9 | 6 | 10 |
| 1999 | 9 | 11 | 15 | 13 | 14 | 27 | 28 | 21 | 14 | 10 | 10 | 5 |
| 2000 | 12 | 19 | 20 | 8 | 14 | 27 | 18 | 21 | 14 | 8 | 8 | 9 |
| 2001 | 6 | 13 | 7 | 16 | 23 | 23 | 15 | 10 | 18 | 10 | 16 | 12 |
| 2002 | 10 | 11 | 21 | 18 | 14 | 15 | 25 | 20 | 13 | 9 | 7 | 9 |
| MED. | 13 | 15 | 21 | 23 | 24 | 29 | 31 | 29 | 24 | 17 | 13 | 12 |
| STD. | 4 | 5 | 6 | 9 | 7 | 8 | 8 | 9 | 8 | 6 | 4 | 4 |
| NºD. | 39 | 39 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 39 |
| MAX. | 23 | 25 | 35 | 55 | 39 | 49 | 56 | 51 | 42 | 37 | 22 | 20 |
| MIN. | 6 | 7 | 7 | 8 | 13 | 14 | 15 | 10 | 12 | 8 | 5 | 3 |

Unidad: 0.1 mm

MED. media; STD. desviación típica; NºD. Nº de datos; MAX. máximo; MIN. mínimo.

(c) I.N.M. Prohibida su reproducción total o parcial por cualquier medio sin autorización expresa del I.N.M.

Se cuantificó la infiltración en las áreas permeables utilizando la ecuación de Horton. Los valores que se adoptaron, para los tres parámetros de dicha ecuación, son los que aconseja el manual para un suelo tipo arenoso, que es el predominante en Santiago de Compostela:

$$f_c = 8.89 \text{ mm/h (0.35 pulgadas/h)}$$

$$f_0 = 127 \text{ mm/h (5 pulgadas/h)}$$

$$k = 0.00115$$

Por lo tanto, la ecuación queda de la forma:

$$f_p = 8.89 + 118.11 \cdot e^{-0.00115 \cdot t} \text{ (mm/h)}$$

siendo:

f_p : el volumen infiltrado por el suelo (mm/h)

t : tiempo desde el comienzo de la lluvia

Se utilizó un tiempo de paso en tiempo de lluvia de 5 minutos y un tiempo de paso en tiempo seco de 30 minutos. Para la transición de lluvia a tiempo seco se adoptó un tiempo de paso de 10 minutos.

La cuenca de Cancelón tiene un superficie total de 80 ha. Su discretización se realizó mediante la identificación de los límites de las subcuencas en el mapa topográfico a escala 1:1000. Se delimitaron un total de 28 subcuencas, cuya distribución puede observarse en la siguiente figura:

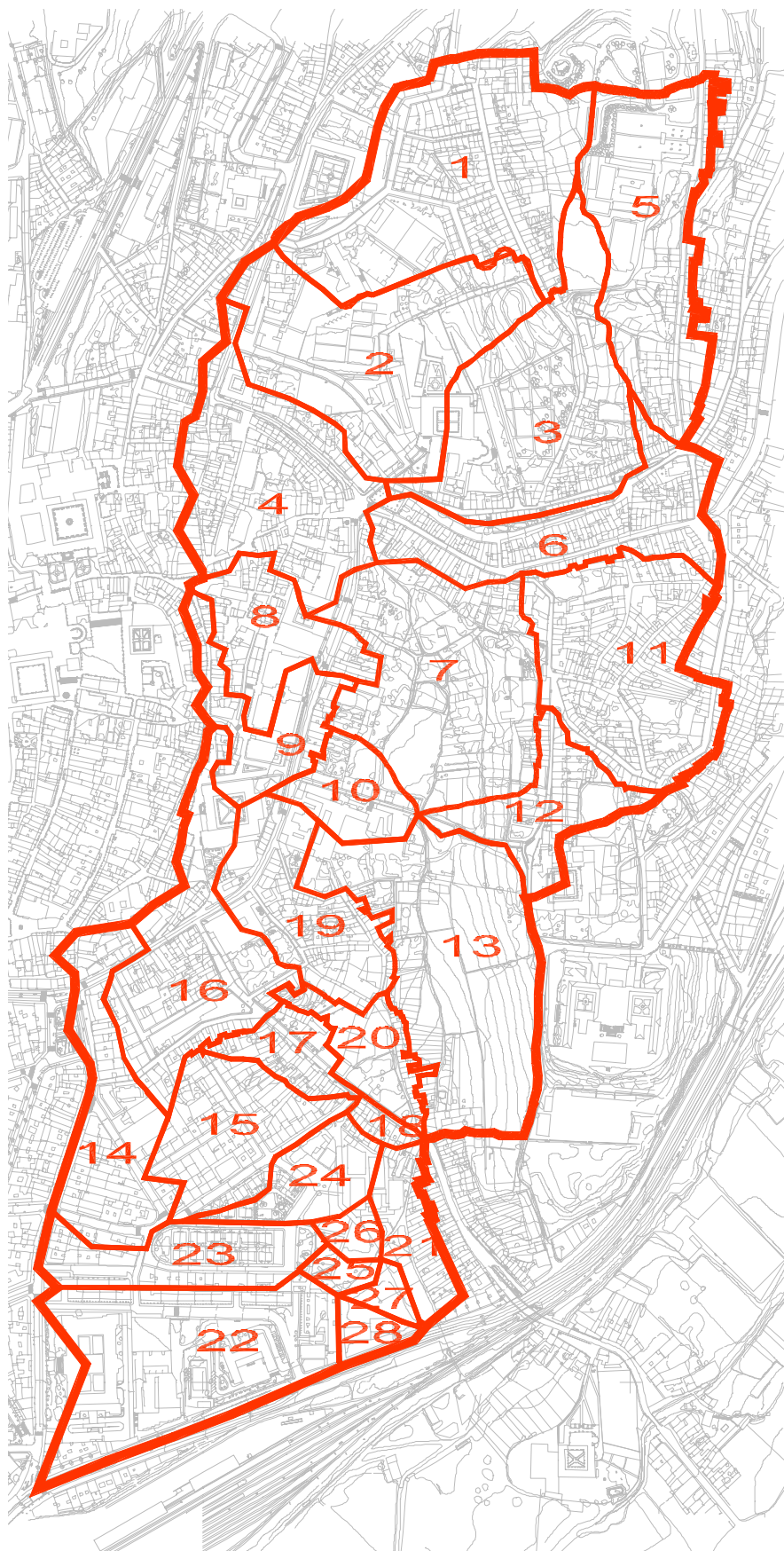


Figura 5-44. Plano de subcuencas introducidas en el SWMM.

Una vez definidas las subcuencas se midieron sus áreas y se estimó su ancho, dividiendo el área entre la máxima longitud que recorre la escorrentía sobre la cuenca. Las pendientes se obtuvieron a partir de la topografía.

El porcentaje de superficie impermeable de cada subcuenca se obtuvo a partir de la observación de la foto aérea de la zona.

Los valores del coeficiente de rugosidad de Manning y del almacenamiento superficial se consideraron iguales en todas la subcuencas; sin embargo, sí se introdujeron valores distintos de estos parámetros para las superficies impermeables y permeables. Los valores adoptados fueron:

- Para las superficies impermeables:
 - Coeficiente de rugosidad de Manning: $WW(5) = 0.015$
 - Almacenamiento superficial: $WSTOREI = 0.254 \text{ mm}$ (0.01 pulgadas)
- Para las superficies permeables
 - Coeficiente de rugosidad de Manning: $WW(6) = 0.3$
 - Almacenamiento superficial: $WSTOREP = 1.016 \text{ mm}$ (0.04 pulgadas)

No se consideró la circulación de caudales subterráneos por tratarse de un sistema de alcantarillado de una cuenca urbana.

El único contaminante que se simuló fueron los sólidos en suspensión. Sin embargo, para poder simular una variación de caudales y de contaminación en tiempo seco en el bloque TRANSPORT, la subrutina de tiempo seco de este bloque exige que se introduzcan también como contaminantes la DBO_5 y los coliformes totales. Por este motivo se introdujeron dos contaminantes en el bloque RUNOFF (DBO_5 y sólidos en suspensión) y tres contaminantes en el bloque TRANSPORT (DBO_5 , sólidos en suspensión y coliformes totales). A pesar de esto, el único contaminante que se calibró fueron los sólidos en suspensión, ya que los otros dos contaminantes se introdujeron por exigencias del programa. Por esta razón sólo se comentarán los datos correspondientes a este contaminante.

Se utilizó un único tipo de suelo al que se le denominó “mixto”. En este tipo de suelo se simuló la acumulación de suciedad mediante el modelo exponencial y no se simuló la limpieza de calles. El motivo de que se haya escogido la formulación exponencial es porque es simple y ha sido ampliamente utilizada (Charbeneau, R. J.; 1998). La ecuación de acumulación exponencial es probablemente la más popular, muchos datos de acumulación de suciedad en calles han sido analizados con esta ecuación con el fin de obtener los mejores parámetros de ajuste de la ecuación (Sutherland, R. C.; 1998). Se utilizaron como valores de partida para el modelo de acumulación exponencial los siguientes:

$$DDLIM = 112.09 \text{ kg/ha (100 libras/acre)}$$

$$DDPOW = 0.01 \text{ días}^{-1}$$

Con estos valores la ecuación exponencial queda de la forma:

$$DD = 112.09 \cdot (1 - e^{-0.01 \cdot t}) \text{ (kg/ha)}$$

donde:

DD: masa de suciedad acumulada en la superficie (kg/ha)

t: tiempo (días)

El SWMM considera que la cantidad de sólidos en suspensión acumulados en la superficie es una fracción de la cantidad de suciedad acumulada en la superficie de la cuenca. En este estudio, se determinó que los sólidos en suspensión suponen el 100% de la suciedad acumulada. Por lo tanto la cantidad de contaminante viene dada por la expresión:

$$PSHED = 112.09 \cdot 10^6 \cdot (1 - e^{-0.01 \cdot t}) \text{ (mg/ha)}$$

donde:

PSHED: masa de contaminante por unidad de superficie (kg/ha)

t: tiempo

Para el modelo de lavado de los sólidos en suspensión de la superficie se tomaron los siguientes valores para los parámetros:

$$WASHPO = 1$$

$$RCOEF = 3.94 \text{ mm}^{-1} \text{ (100 pulgadas}^{-1}\text{)}$$

Por lo tanto, el modelo de lavado adquiere la forma:

$$POFF(t) = 0.001094 \cdot r(t) \cdot PSHED(t)$$

donde:

POFF: cantidad de contaminación lavada en el tiempo t (mg/s)

PSHED: cantidad de contaminación en la superficie en el momento t (mg)

r: valor de la escorrentía sobre la cuenca (mm/h)

No se consideró que la lluvia, por sí misma, constituyese una fuente de contaminación, ni se modelizó la erosión del suelo.

Tampoco se potenció el primer lavado simulando la acumulación de contaminantes en los imbornales.

5.4.2. Modelización de la red de alcantarillado

El bloque TRANSPORT simula la circulación de caudales y contaminación a través de la red de alcantarillado.

La información de la red de alcantarillado de la cuenca de Cancelón, introducida en el bloque TRANSPORT, fue facilitada por AQUAGEST GALICIA.

AQUAGEST GALICIA realiza en Santiago de Compostela la gestión de la red de alcantarillado. Dicha empresa desarrolló un Sistema de Información Geográfica (GIS), a través del programa ArcView, en el cual se presenta gráficamente la ubicación de todos los elementos del alcantarillado del Concello de Santiago de Compostela. Estos elementos fueron ligados a una base de datos compuesta, básicamente, por la siguiente información:

- Para los conductos:
 - Identificación
 - Tipo de red
 - Tipo de conducto
 - Dimensiones de la sección
 - Material
 - Pozo de entrada
 - Pozo de salida
 - Cota de entrada
 - Cota de salida
 - Longitud
 - Pendiente
 - Propietario
 - Subcuenca
 - Estado
 - Fecha de revisión
- Para los pozos:
 - Identificación
 - Tipo de red

- Tipo de tapa
- Material de la tapa
- Dimensiones de la tapa
- Cota de la tapa
- Profundidad
- Coordenadas
- Ubicación: calle, nº, etc.
- Estado
- Fecha de revisión

Para obtener toda esta información AQUAGEST GALICIA realizó una campaña de trabajo de campo que consistió en un inventario de todos los pozos existentes, y la confección de una ficha con toda la información para cada pozo.

| N° POZO: (1) S-1823 - | CALLE: CONCEPCION BRENDOL | CALZADA...X..... ACERA..... | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|------------------------------|--|------------|---------|------------|-----|-----|----|----|----|-----|----|----|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|---|
| <div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 45%;"> TAPA: Ø...54...cm Material.FG ESTADO TAPA.....(B) R M </div> <div style="width: 45%;"> CIERRE: Normal.X.... Reforzado... PATES: Si..... No.X..... ESTADO POZO.....(B) R M </div> </div> | | CROQUIS: <div style="text-align: center;"> </div> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="width: 15%;">TIPO (2)</th> <th style="width: 15%;">PROF cm</th> <th style="width: 15%;">Ø cm</th> <th style="width: 15%;">MAT (3)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>LIN</td> <td>160</td> <td>30</td> <td>HG</td> </tr> <tr> <td>AC</td> <td>155</td> <td>30</td> <td>HG</td> </tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> </tbody> </table> | | TIPO (2) | PROF cm | Ø cm | MAT (3) | LIN | 160 | 30 | HG | AC | 155 | 30 | HG | | | | | | | | | | | | | | | | | OBSERVACIONES: * Pates sucios..... * Pozo de resalto..... |
| TIPO (2) | PROF cm | Ø cm | MAT (3) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| LIN | 160 | 30 | HG | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| AC | 155 | 30 | HG | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

- (1) S--->Saneamiento; P--->Pluviales; I--->Imbornal
 (2) LIN--->Línea saneamiento; AC--->Acometida; IMB--->Imbornal
 (3) FC--->Fibrocemento; HG--->Hormigón; PVC; GRES...

Figura 5-45. Ficha de pozo para el inventario de la red de saneamiento (AQUAGEST GALICIA)

AQUAGEST GALICIA desarrolló, además, una aplicación específica de gestión de redes que se apoya en este GIS, que le sirve como herramienta para realizar tareas cotidianas de explotación.

En el bloque TRANSPORT se representó el alcantarillado mediante dos tipos de elementos: conductos y pozos. A partir de la información facilitada por AQUAGEST GALICIA, se realizó una jerarquización de la red por diámetros de tubos y se seleccionaron aquellos cuyo diámetro superaba los 300 mm, para introducirlos en el SWMM. En total se utilizaron, para la discretización de la red de alcantarillado, un total de 155 conductos y 157 pozos. En las siguientes figuras se puede observar la red de alcantarillado completa de la cuenca, así como los tubos y pozos que se introdujeron en el SWMM para la modelización.

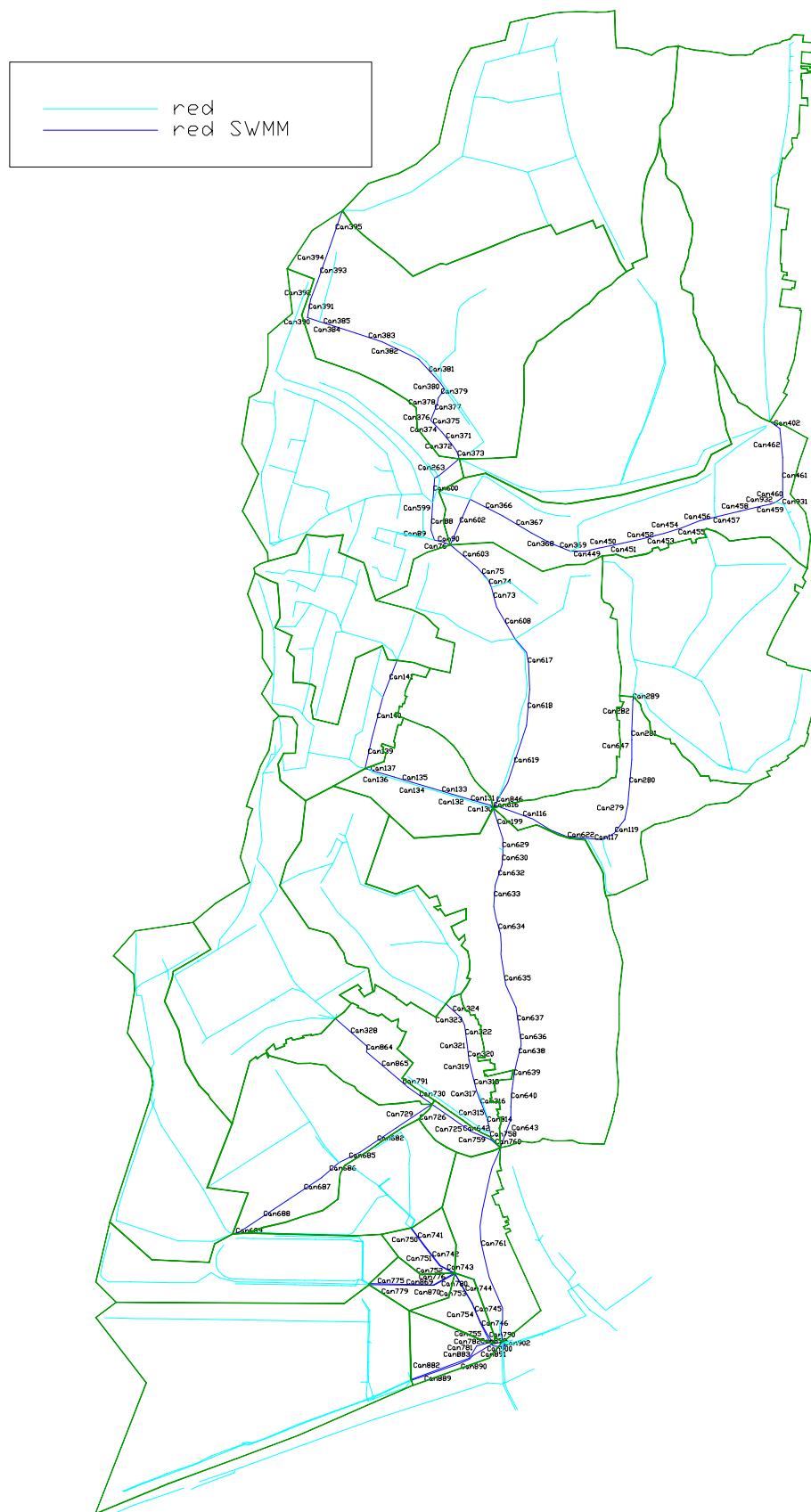


Figura 5-46. Tubos introducidos en el SWMM.

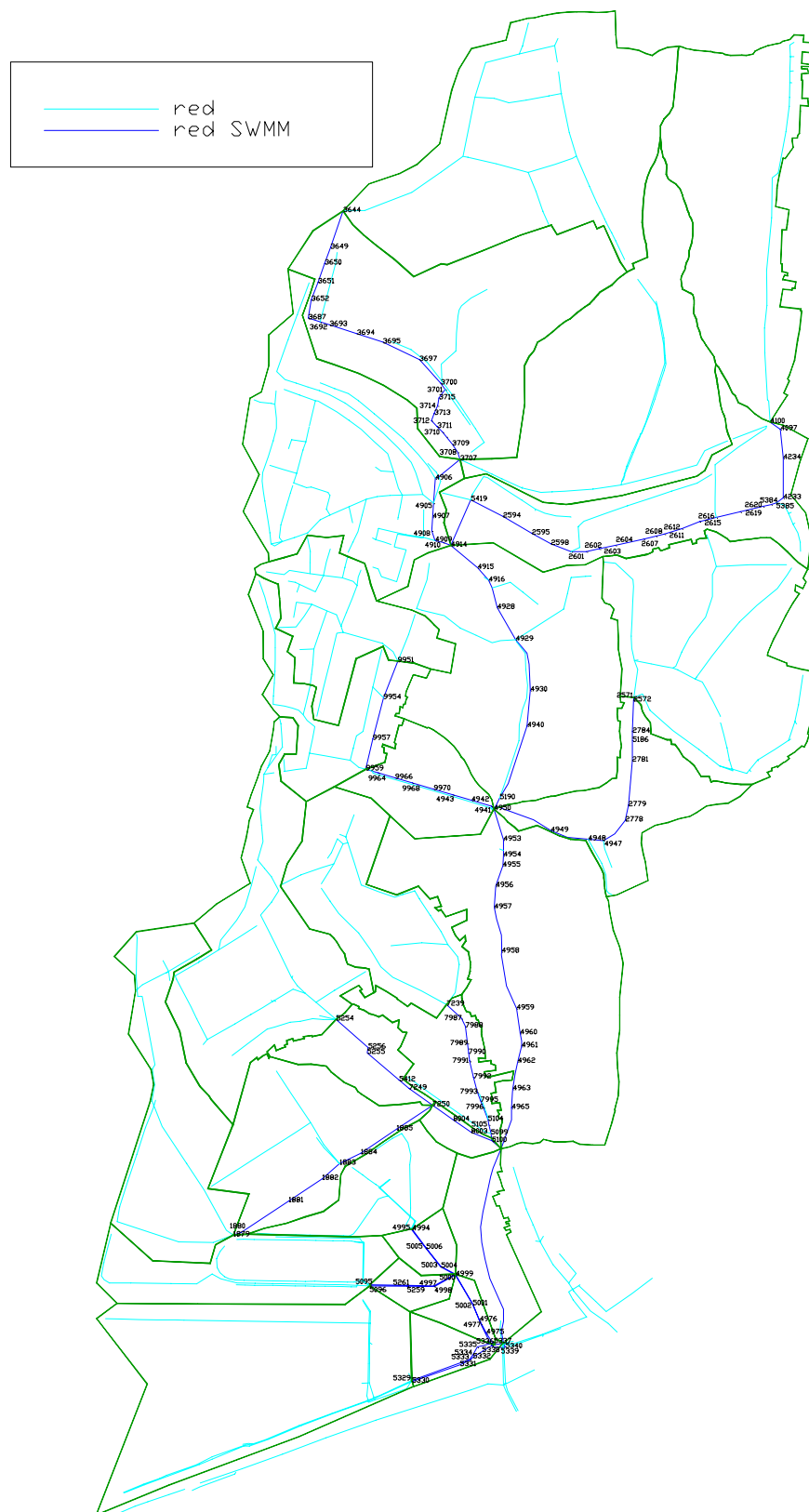


Figura 5-47. Pozos introducidos en el SWMM.

Todos los conductos introducidos en el modelo son de tipo circular, con diámetros que varían entre 200 y 1200 mm (0.66 y 3.94 pies). Las longitudes y pendientes de los conductos se obtuvieron a partir de la información del GIS. En cuanto al valor de la rugosidad de Manning se adoptó para todos los conductos un valor de 0.013. El tiempo de paso para el bloque TRANSPORT se fijó en 5 minutos.

El único contaminante simulado y calibrado fue los sólidos en suspensión. Se supuso que no estaba sujeto a eliminación, ya que se considera contaminante conservativo, de primer orden, pero sí que sufre sedimentación y resuspensión en los conductos. A falta de datos reales se le asignó, en principio, a la fracción de sólidos en suspensión la granulometría recomendada por el manual de SWMM y una densidad específica de 2.4 kg/m^3 . Dicha granulometría es la siguiente:

Tabla 5-61. Granulometría de sólidos en suspensión

| Tamaño de partículas (mm) | % mayor que en peso |
|---------------------------|---------------------|
| 0.0 | 100 |
| 0.3 | 55 |
| 0.9 | 35 |
| 2.0 | 25 |
| 10.0 | 0 |

En el gráfico siguiente se ve representada:

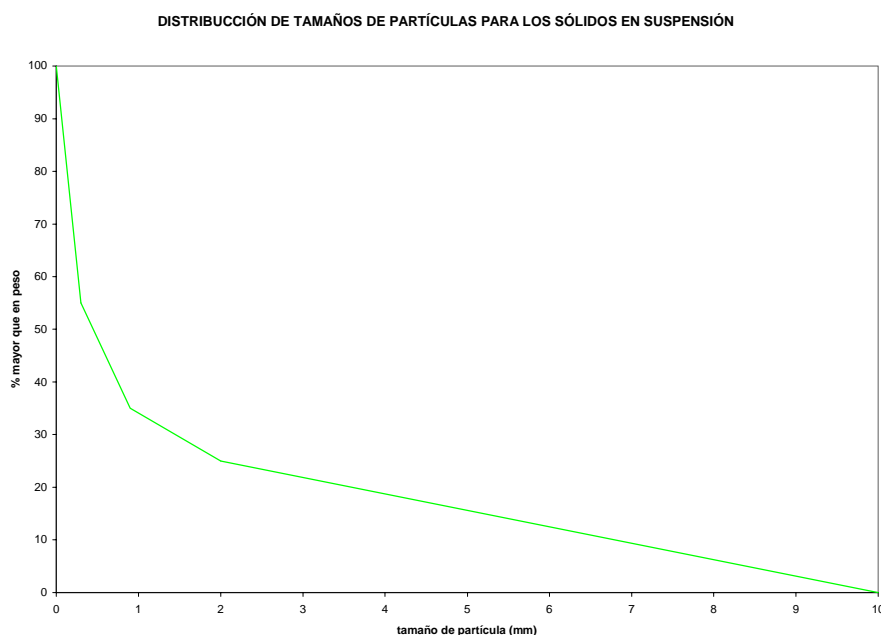


Figura 5-48. Distribución de tamaños de partículas para los sólidos en suspensión.

No se simuló infiltración en la red de alcantarillado, pero sí se introdujeron un caudal y una contaminación base de tiempo seco.

Se utilizó la subrutina de tiempo seco para simular el caudal y la contaminación base de tiempo seco. No se hizo diferenciación entre los distintos días de la semana; sin embargo, si se introdujeron factores de corrección horaria. En los gráficos siguientes

se pueden ver los factores de corrección horaria, tanto de caudal como de concentración de sólidos en suspensión, que se han utilizado.

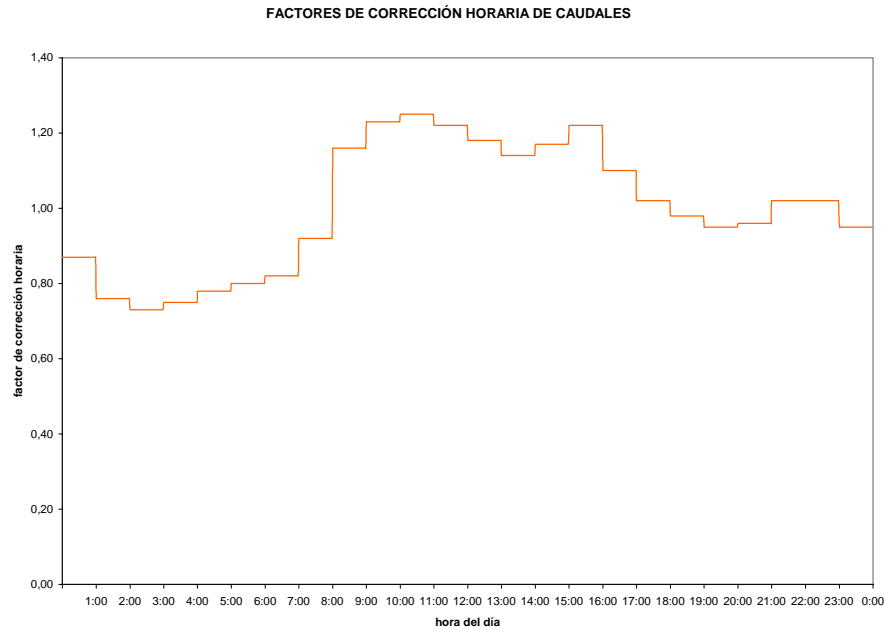


Figura 5-49. Factores de corrección horaria de caudales.

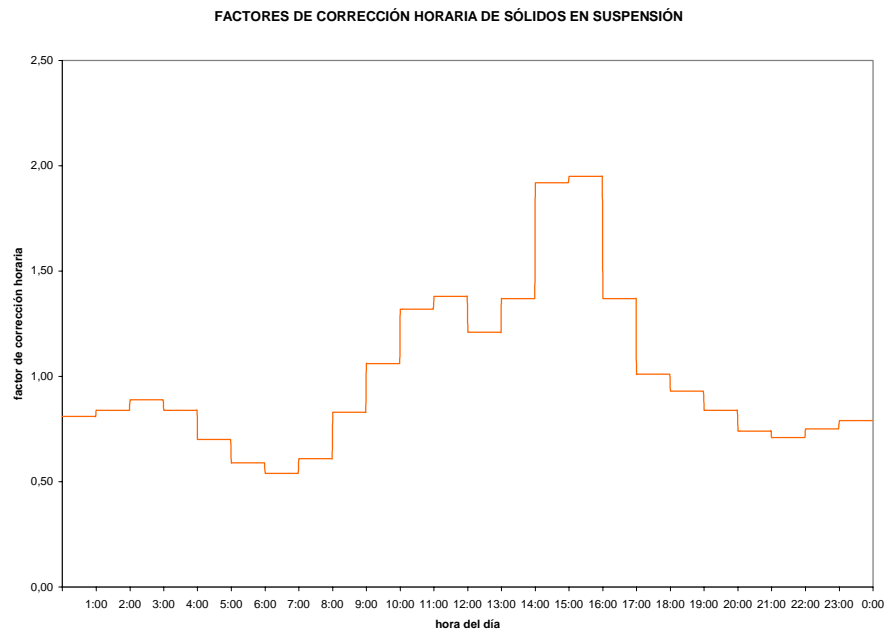


Figura 5-50. Factores de corrección horaria de sólidos en suspensión.

Se introdujo un valor de caudal medio de tiempo seco de 23.08 L/s (0.815 pies³/s) y una concentración media de sólidos en suspensión de tiempo seco de 116 mg/L. En los gráficos que se presentan a continuación se puede ver la comparación entre el caudal y la concentración de sólidos en suspensión de tiempo seco reales, y los valores simulados por el SWMM.

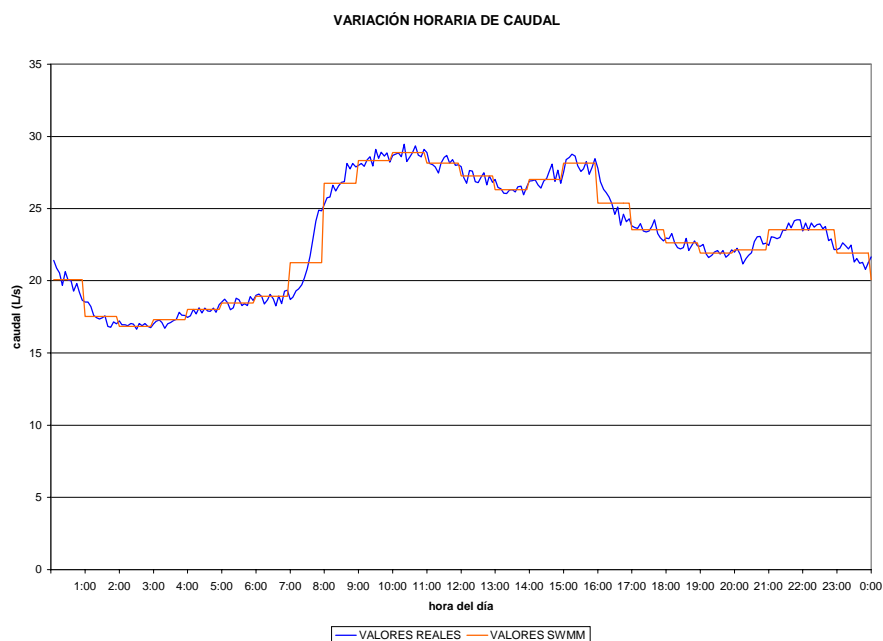


Figura 5-51. Variación horaria de caudal.

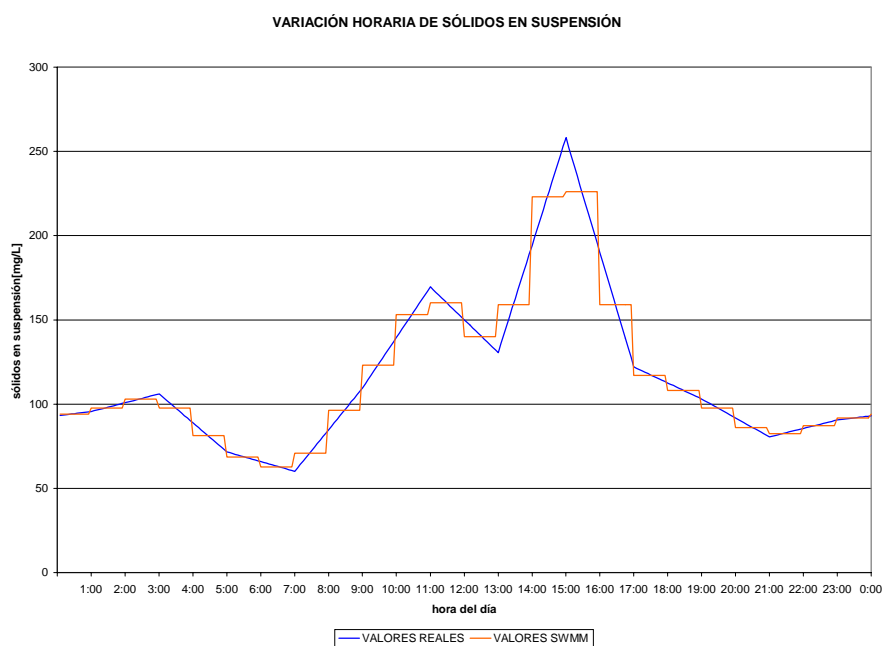


Figura 5-52. Variación horaria de sólidos en suspensión.

5.4.3. Modelización del depósito-aliviadero

Para analizar el comportamiento del depósito-aliviadero se realizó un modelo propio. No se utilizó el bloque STORAGE del SWMM, porque no es capaz de simular las conexiones existentes entre el depósito en línea y el depósito fuera de línea. Para dicha modelización se utilizó la hoja de cálculo EXCEL.

5.4.3.1. Modelización hidráulica del depósito-aliviadero

El depósito-aliviadero de Cancelón se dividió en tres volúmenes para simular el llenado y vaciado. Para simplificar se consideraron estos volúmenes como prismáticos, asignándoles un área ficticia y dotándolos de su altura real, para que la suma de los tres volúmenes coincidiese con el volumen real de la infraestructura 630 m^3 . Así tenemos un “volumen 1” con un área de 114.38 m^2 y una altura de 2.9 m, un “volumen 2” con un área de 72.66 m^2 y una altura de 2.3 m y un “volumen 3” con un área de 261.31 y una altura de 0.5.

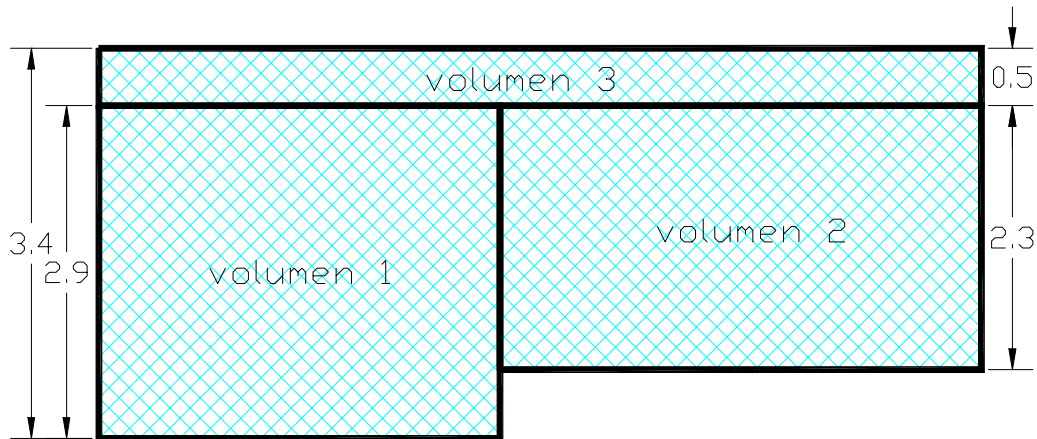


Figura 5-53. Esquema en alzado de la modelización del depósito-aliviadero.

El llenado se produce de la siguiente manera: primero se llena el “volumen 1” correspondiente al tanque en línea, después se llena el “volumen 2” correspondiente al tanque fuera de línea y, por último, se llena el “volumen 3”. En el vaciado se vacía siempre primero el “volumen 3” y, después, los “volúmenes 1 y 2” al tiempo, de forma que el nivel de agua siempre sea igual o superior en el “volumen 1”.

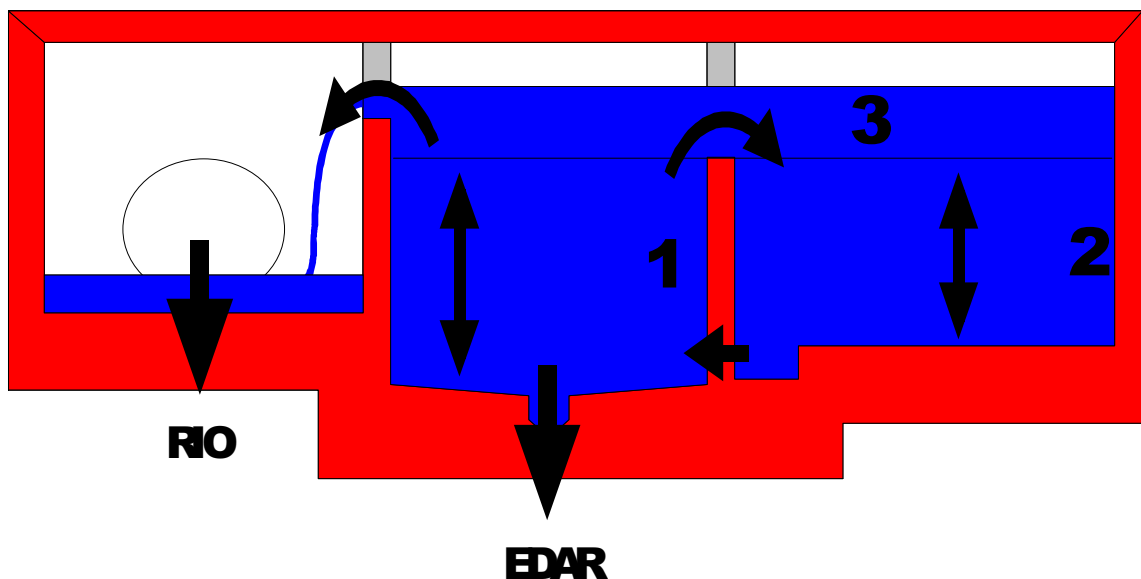


Figura 5-54. Funcionamiento del depósito-aliviadero.

El incremento de volumen en cada paso se calcula restándole al caudal que entra, los caudales que salen, por la compuerta hacia la depuradora y por el aliviadero lateral hacia el medio receptor, y multiplicando por el intervalo de tiempo.

$$V^{i+1} = V^i + (Q_{in}^i - Q_{out}^i - Q_{overflow}^i) \cdot \Delta t$$

siendo:

V^{i+1} : volumen total en el depósito en el instante i+1

V^i : volumen total en el depósito en el instante i

Q_{in}^i : caudal de entrada en el instante i

Q_{out}^i : caudal de salida hacia EDAR en el instante i

$Q_{overflow}^i$: caudal aliviado hacia el medio receptor en el instante i

El caudal de entra es un dato conocido y los caudales de salida, tanto hacia la depuradora como hacia el medio receptor, se calculan en función de la altura de agua que hay en los tanques, utilizando las siguientes expresiones:

$$Q_{out}^{i+1} = 0.6 \cdot A \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot H_{inline}^i} \text{ si } Q_{in}^{i+1} > Q_{compuerta} \text{ o } H_{inline}^i > 0$$

$$Q_{out}^{i+1} = Q_{in}^{i+1} \text{ si } Q_{in}^{i+1} \leq Q_{compuerta} \text{ y } H_{inline}^i = 0$$

siendo:

Q_{out}^{i+1} : caudal de salida hacia EDAR en el instante i+1

A: área de la sección de la compuerta

g: gravedad

H_{inline}^i : altura de agua en el depósito en línea en el instante i

Q_{in}^{i+1} : caudal de entrada en el instante i+1

$Q_{compuerta}$: caudal máximo de salida hacia EDAR a través de la compuerta con el depósito vacío

$$Q_{overflow}^{i+1} = 1.5 \cdot L \cdot (H_{inline}^i - H_{overflow})^{1.5} \text{ si } H_{inline}^i > H_{overflow}$$

$$Q_{overflow}^{i+1} = 0 \text{ si } H_{inline}^i \leq H_{overflow}$$

siendo:

$Q_{overflow}^{i+1}$: caudal aliviado hacia el medio receptor en el instante i+1

L: longitud del aliviadero lateral

H_{inline}^i : altura de agua en el depósito en línea en el instante i

$H_{overflow}$: altura a la que se encuentra el aliviadero lateral

El volumen vertido por el aliviadero se obtiene multiplicando el caudal de rebose por el intervalo de tiempo. Se escogió un intervalo de tiempo entre iteraciones de un minuto ya que intervalos mayores provocaban inestabilidad en el modelo debido a que salían volúmenes vertidos por el aliviadero muy elevados.

Las alturas en el depósito en línea y en el depósito fuera de línea se calculan de la siguiente forma:

$$\begin{aligned} H_{inline}^i &= H_1^i + H_3^i \\ H_{outline}^i &= H_2^i + H_3^i \end{aligned}$$

Las diferentes alturas en los volúmenes 1, 2 y 3 se obtienen a partir del volumen total que se almacena en el depósito en ese instante, teniendo en cuenta si se encuentra en fase de llenado ($\Delta V > 0$) o vaciado ($\Delta V < 0$).

Además de la situación real con compuerta se ha simulado la situación hipotética de que en lugar de existir la compuerta actual existiese en la salida hacia EDAR una válvula tipo vórtice. El caudal de salida hacia EDAR con válvula tipo vórtice se calcula a partir de las siguientes expresiones:

$$\begin{aligned} Q_{out}^{i+1} &= Q_{vórtice} \text{ si } Q_{in}^{i+1} > Q_{vórtice} \text{ ó } H_{inline}^i > 0 \\ Q_{out}^{i+1} &= Q_{in}^{i+1} \text{ si } Q_{in}^{i+1} \leq Q_{vórtice} \text{ y } H_{inline}^i = 0 \end{aligned}$$

siendo:

Q_{out}^{i+1} : caudal de salida hacia EDAR en el instante i+1

$Q_{vórtice}$: caudal máximo de salida hacia EDAR a través del vórtice

Q_{in}^{i+1} : caudal de entrada en el instante i+1

5.4.3.2. Modelización de la contaminación del depósito-aliviadero

Para la modelización de la contaminación es necesario conocer en cada momento el valor de las concentraciones en la entrada (que es dato), en el depósito, en la salida hacia EDAR y en la salida hacia el medio receptor, para lo que se emplea el siguiente balance de masas:

$$[SST]^{i+1} V^{i+1} = [SST]^i V^i + Q_{in}^i [SST]_{in}^i \Delta t - Q_{out}^i [SST]_{out}^i \Delta t - Q_{overflow}^i [SST]_{overflow}^i \Delta t$$

Despejando $[SST]^{i+1}$:

$$[SST]^{i+1} = \frac{[SST]^i V^i + Q_{in}^i [SST]_{in}^i \Delta t - Q_{out}^i [SST]_{out}^i \Delta t - Q_{overflow}^i [SST]_{overflow}^i \Delta t}{V^{i+1}}$$

Además, se supuso que la concentración de sólidos en suspensión del agua que sale del depósito en cada instante, tanto hacia la EDAR como hacia el medio receptor, es igual a la concentración de sólidos en suspensión del agua que hay dentro del depósito, es decir:

$$[SST]_{out}^{i+1} = [SST]_{overflow}^{i+1} = [SST]^{i+1}$$

Dentro del depósito las concentraciones en las distintas cámaras no tienen que ser las mismas, aunque se supone que dentro de cada una sí hay mezcla completa. Haciendo el balance de masas se obtiene que:

$$V_1^{i+1} [SST]_1^{i+1} + V_2^{i+1} [SST]_2^{i+1} + V_3^{i+1} [SST]_3^{i+1} = V^{i+1} [SST]^{i+1}$$

Además, durante el llenado del depósito fuera de línea se supuso que las concentraciones en los volúmenes 1 y 2 son las mismas.

$$[SST]_1^{i+1} = [SST]_2^{i+1}$$

Pero una vez lleno el depósito fuera de línea se aísla, permaneciendo la concentración constante, sin que se produzca intercambio de masa con los otros volúmenes.

$$[SST]_2^{i+1} = \text{constante}$$

Sin embargo, la concentración en los volúmenes 1 y 3 es, en todo momento, la misma.

$$[SST]_1^{i+1} = [SST]_3^{i+1}$$

Teniendo en cuenta estas consideraciones, se pueden calcular las concentraciones en cualquier instante de tiempo en los tres volúmenes.



CAPÍTULO 6: PRESENTACIÓN, ANÁLISIS Y VALORACIÓN DE RESULTADOS

CAPÍTULO 6. PRESENTACIÓN, ANÁLISIS Y VALORACIÓN DE RESULTADOS

ÍNDICE CAPÍTULO 6

| | |
|---|-------|
| 6.1. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LA SUBCUENCA Y DEL DEPÓSITO-ALIVIADERO | 6-3 |
| 6.1.1. Resultados de la caracterización de la subcuenca..... | 6-3 |
| 6.1.1.1. Tiempo seco | 6-3 |
| 6.1.1.1.1. Contaminantes tradicionales | 6-3 |
| 6.1.1.1.2. Metales pesados | 6-11 |
| 6.1.1.1.3. Análisis estadístico de contaminantes en tiempo seco | 6-17 |
| 6.1.1.2. Tiempo de lluvia..... | 6-26 |
| 6.1.1.2.1. Análisis estadístico de contaminantes en tiempo de lluvia..... | 6-49 |
| 6.1.1.2.2. Análisis estadístico de los parámetros de los sucesos muestreados... | 6-59 |
| 6.1.2. Resultados de la caracterización del depósito-aliviadero | 6-77 |
| 6.1.2.1. Tiempo de lluvia..... | 6-77 |
| 6.1.2.1.1. Primera etapa: compuerta totalmente abierta..... | 6-77 |
| 6.1.2.1.2. Segunda etapa: compuerta semiabierta | 6-82 |
| 6.2. RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN | 6-98 |
| 6.2.1. Resultados de la modelización de la cuenca | 6-98 |
| 6.2.1.1. Calibración y validación del modelo | 6-98 |
| 6.2.1.1.1. Calibración y validación hidráulica..... | 6-99 |
| 6.2.1.1.2. Calibración y validación de contaminación..... | 6-105 |
| 6.2.2. Resultados de la modelización del depósito-aliviadero | 6-110 |
| 6.2.2.1. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero | 6-111 |
| 6.2.2.1.1. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero con la compuerta totalmente abierta..... | 6-111 |
| 6.2.2.1.2. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero con la compuerta semiabierta..... | 6-118 |
| 6.2.2.2. Resultados en simulación continua para distintas dimensiones de depósitos fuera de línea | 6-124 |
| 6.2.2.2.1. Resultados en simulación continua con válvula de compuerta..... | 6-125 |
| 6.2.2.2.2. Resultados en simulación continua con válvula tipo vórtice..... | 6-128 |
| 6.2.2.3. Resultados de simulación con una lluvia y polutograma de diseño para distintas dimensiones de depósitos en línea y fuera de línea | 6-131 |
| 6.2.2.3.1. Resultados de simulación con una lluvia de diseño con válvula de compuerta..... | 6-135 |
| 6.2.2.3.2. Resultados de simulación con una lluvia de diseño con válvula tipo vórtice | 6-142 |
| 6.3. APLICACIÓN DE LAS DISTINTAS NORMATIVAS Y PRESCRIPCIONES TÉCNICAS EUROPEAS PARA LA DETERMINACIÓN DE UN VOLUMEN DE ALMACENAMIENTO EN LA CUENCA DE CANCELÓN | 6-154 |
| 6.3.1. Normativa alemana..... | 6-155 |
| 6.3.2. Normativa española..... | 6-163 |
| 6.3.3. Normativa suiza | 6-165 |
| 6.3.4. Normativa francesa..... | 6-168 |
| 6.3.5. Normativa holandesa | 6-170 |

CAPÍTULO 6. PRESENTACIÓN, ANÁLISIS Y VALORACIÓN DE RESULTADOS

6.1. RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LA SUBCUENCA Y DEL DEPÓSITO-ALIVIADERO

6.1.1. Resultados de la caracterización de la subcuenca

6.1.1.1. Tiempo seco

A continuación se procede a presentar, de forma agrupada y resumida, los valores obtenidos en la caracterización de tiempo seco. Primero se presentarán los resultados de los contaminantes tradicionales y después los de los metales.

6.1.1.1.1. Contaminantes tradicionales

En primer lugar se presenta los valores y coeficientes característicos de todos los contaminantes, diferenciando entre días laborables y días festivos.

Tabla 6-1. Valores y coeficientes característicos de los contaminantes tradicionales para los días laborables.

| Contaminante | Laborables | | | | |
|---|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| pH | 7.4 | 8.2 | 6.8 | 1.11 | 0.92 |
| conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 564 | 737 | 331 | 1.31 | 0.59 |
| turbidez (NTU) | 158.4 | 379.0 | 10.0 | 2.39 | 0.06 |
| ST (mg/L) | 382 | 739 | 236 | 1.93 | 0.62 |
| SV (mg/L) | 156 | 326 | 98 | 2.09 | 0.63 |
| SF (mg/L) | 226 | 413 | 120 | 1.83 | 0.53 |
| SDT (mg/L) | 254 | 337 | 191 | 1.33 | 0.75 |
| SDV (mg/L) | 103 | 147 | 79 | 1.43 | 0.77 |
| SDF (mg/L) | 152 | 200 | 85 | 1.32 | 0.56 |
| SST (mg/L) | 128 | 402 | 38 | 3.14 | 0.30 |
| SSV (mg/L) | 53 | 179 | 17 | 3.36 | 0.32 |
| SSF (mg/L) | 75 | 223 | 19 | 2.99 | 0.25 |
| Sólidos sedimentables (mL/L) | 11 | 20 | 1 | 1.77 | 0.07 |
| CT (ud/100 mL) | 2.7E+07 | 1.0E+08 | 2.8E+06 | 3.72 | 0.10 |
| CF (ud/100 mL) | 2.3E+06 | 8.2E+06 | 3.0E+05 | 3.55 | 0.13 |
| NTK (mg/L) | 45.4 | 79.5 | 21.3 | 1.75 | 0.47 |
| Nitrógeno amoniacal (mg/L) | 24.2 | 50.5 | 10.1 | 2.09 | 0.42 |
| Fósforo total (mg/L) | 5.1 | 10.4 | 1.6 | 2.06 | 0.32 |
| Fósforo disuelto (mg/L) | 3.1 | 3.9 | 1.5 | 1.27 | 0.50 |
| DBO ₅ (mg/L) | 194 | 510 | 17 | 2.63 | 0.09 |
| DQO total (mg/L) | 378 | 882 | 50 | 2.33 | 0.13 |
| DQO no sedimentable (mg/L) | 227 | 312 | 43 | 1.37 | 0.19 |
| DQO sedimentable (mg/L) | 151 | 571 | 7 | 3.77 | 0.05 |
| Carbono total (mg/L) | 68.8 | 117.8 | 22.9 | 1.71 | 0.33 |
| Carbono inorgánico (mg/L) | 35.6 | 55.0 | 14.5 | 1.54 | 0.41 |
| Carbono orgánico (mg/L) | 33.2 | 72.5 | 8.4 | 2.18 | 0.25 |

Tabla 6-2. Valores y coeficientes característicos de los contaminantes tradicionales para los días festivos.

| Contaminante | Festivos | | | | |
|------------------------------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| pH | 7.2 | 8.1 | 6.9 | 1.12 | 0.95 |
| conductividad ($\mu\text{S/cm}$) | 553 | 716 | 391 | 1.29 | 0.71 |
| turbidez (NTU) | 140.5 | 222.5 | 29.6 | 1.58 | 0.21 |
| ST (mg/L) | 393 | 533 | 303 | 1.36 | 0.77 |
| SV (mg/L) | 156 | 226 | 121 | 1.45 | 0.77 |
| SF (mg/L) | 237 | 318 | 148 | 1.34 | 0.63 |
| SDT (mg/L) | 288 | 354 | 212 | 1.23 | 0.74 |
| SDV (mg/L) | 95 | 132 | 67 | 1.40 | 0.71 |
| SDF (mg/L) | 194 | 287 | 117 | 1.48 | 0.60 |
| SST (mg/L) | 105 | 217 | 41 | 2.07 | 0.39 |
| SSV (mg/L) | 62 | 155 | 8 | 2.51 | 0.13 |
| SSF (mg/L) | 43 | 71 | 31 | 1.64 | 0.72 |
| Sólidos sedimentables (mL/L) | 8 | 17 | 2 | 2.07 | 0.24 |
| CT (ud/100 mL) | 3.8E+07 | 1.1E+08 | 6.0E+06 | 2.90 | 0.16 |
| CF (ud/100 mL) | 1.2E+06 | 5.4E+06 | 1.0E+05 | 4.59 | 0.08 |
| NTK (mg/L) | 41.5 | 65.0 | 25.5 | 1.56 | 0.61 |
| Nitrógeno amoniacal (mg/L) | 23.7 | 41.0 | 14.9 | 1.72 | 0.63 |
| Fósforo total (mg/L) | 6.6 | 11.4 | 2.2 | 1.73 | 0.34 |
| Fósforo disuelto (mg/L) | 4.0 | 9.9 | 1.6 | 2.48 | 0.40 |
| DBO ₅ (mg/L) | 175 | 316 | 52 | 1.81 | 0.30 |
| DQO total (mg/L) | 341 | 529 | 105 | 1.55 | 0.31 |
| DQO no sedimentable (mg/L) | 225 | 354 | 72 | 1.57 | 0.32 |
| DQO sedimentable (mg/L) | 115 | 262 | 19 | 2.27 | 0.16 |
| Carbono total (mg/L) | 64.1 | 85.9 | 30.8 | 1.34 | 0.48 |
| Carbono inorgánico (mg/L) | 39.4 | 55.8 | 23.8 | 1.42 | 0.60 |
| Carbono orgánico (mg/L) | 24.7 | 47.2 | 7.0 | 1.91 | 0.28 |

Como se puede apreciar comparando los coeficientes punta, para casi todos los contaminantes, la punta está más marcada en los días laborables. Solamente las fracciones disueltas parecen funcionar con puntas más altas los festivos.

En las siguientes gráficas se pueden ver las curvas características de tiempo seco de todos los contaminantes junto con la curva media de caudal. Estas curvas son el resultado de promediar los cuatro días caracterizados.

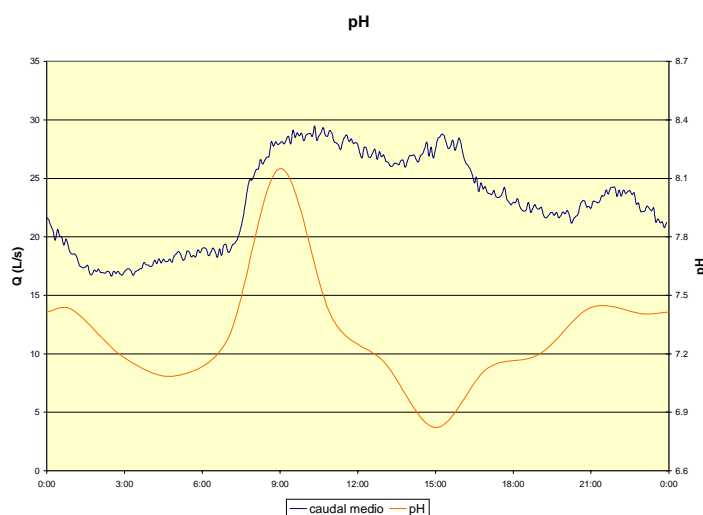


Figura 6-1. Polutograma de pH.

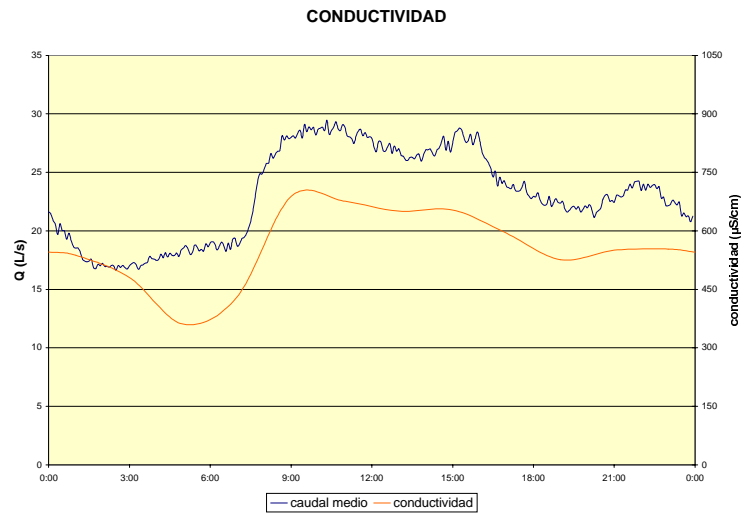


Figura 6-2. Polutograma de conductividad.

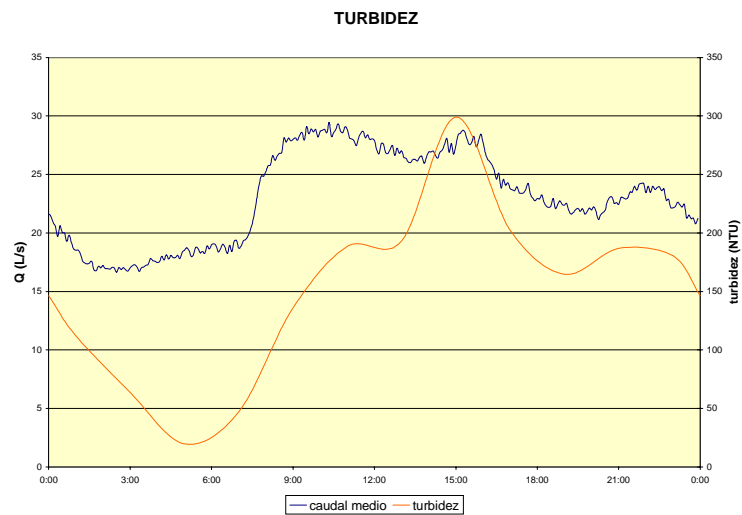


Figura 6-3. Polutograma de turbidez.

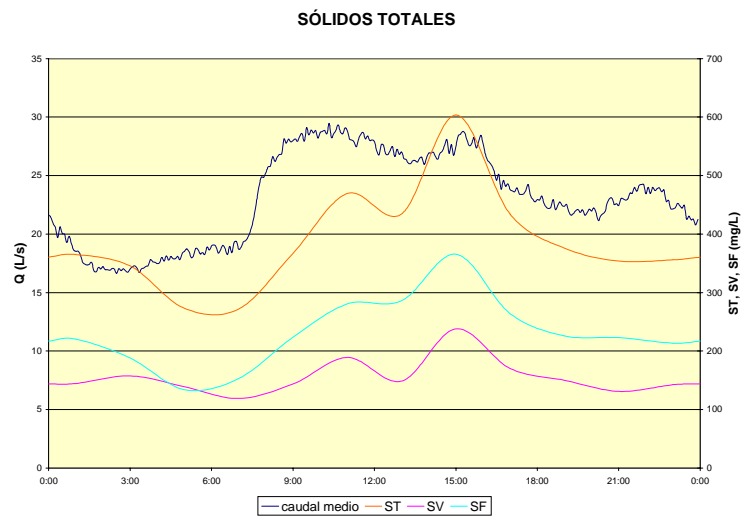


Figura 6-4. Polutogramas de sólidos totales.

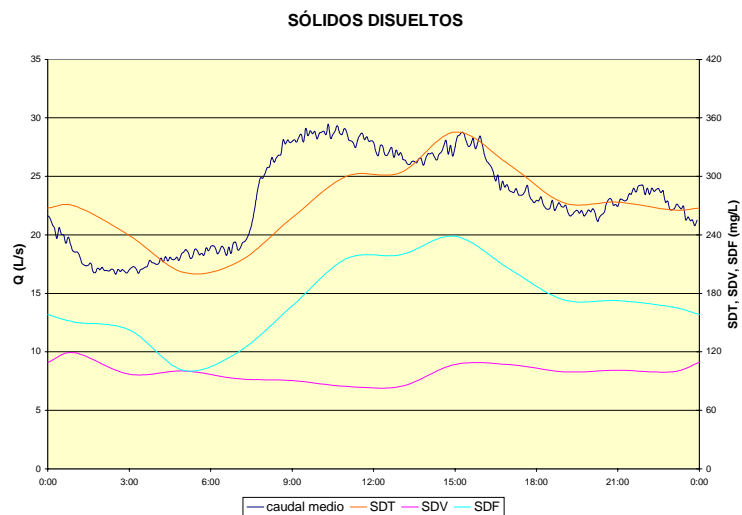


Figura 6-5. Polutogramas de sólidos disueltos.

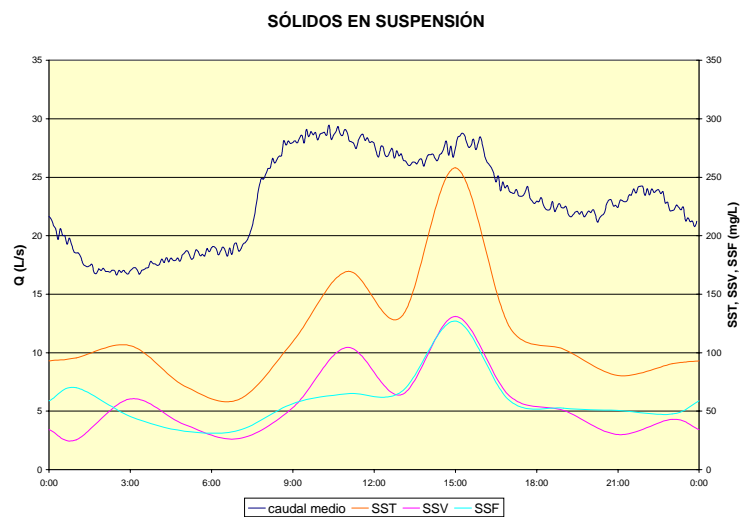


Figura 6-6. Polutogramas de sólidos en suspensión.

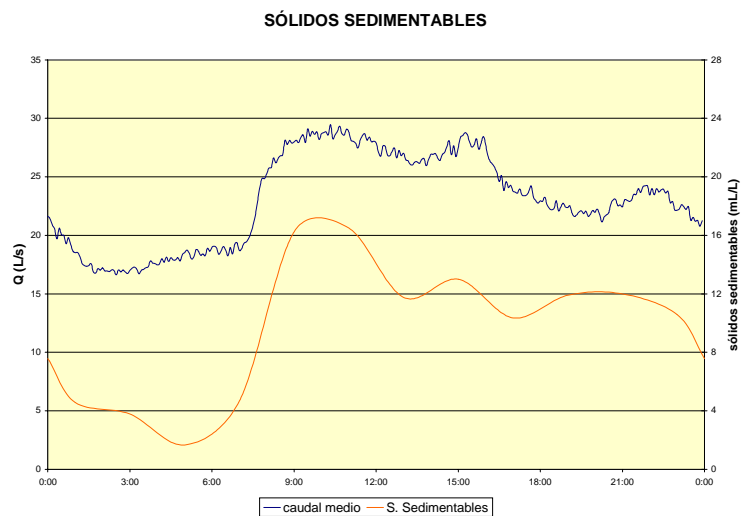


Figura 6-7. Polutograma de sólidos sedimentables.

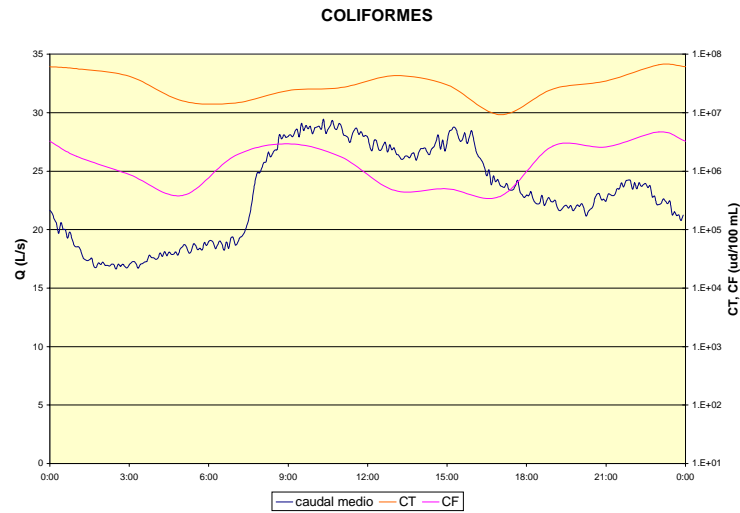


Figura 6-8. Polutogramas de coliformes.

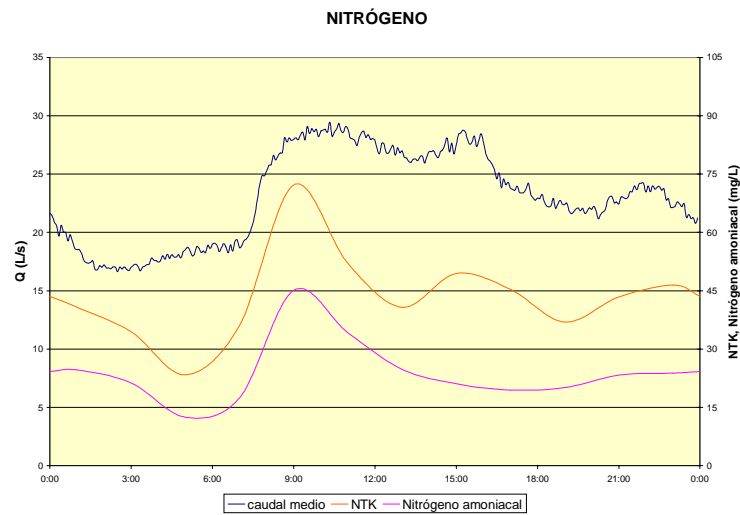


Figura 6-9. Polutogramas de nitrógeno.

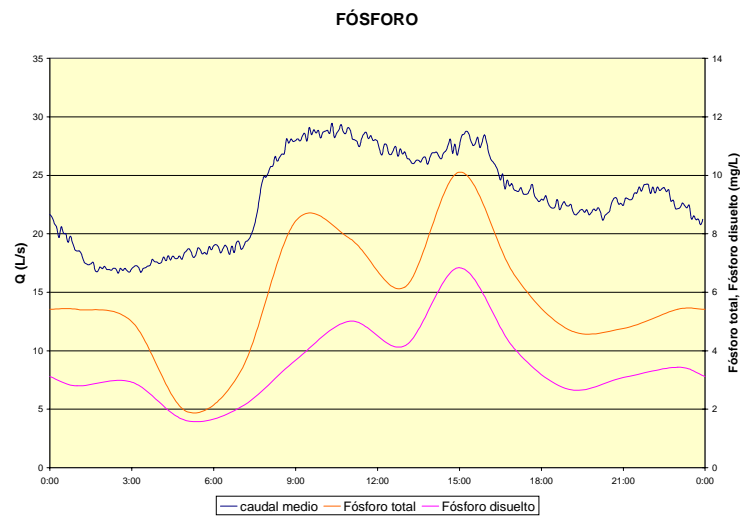


Figura 6-10. Polutogramas de fósforo.

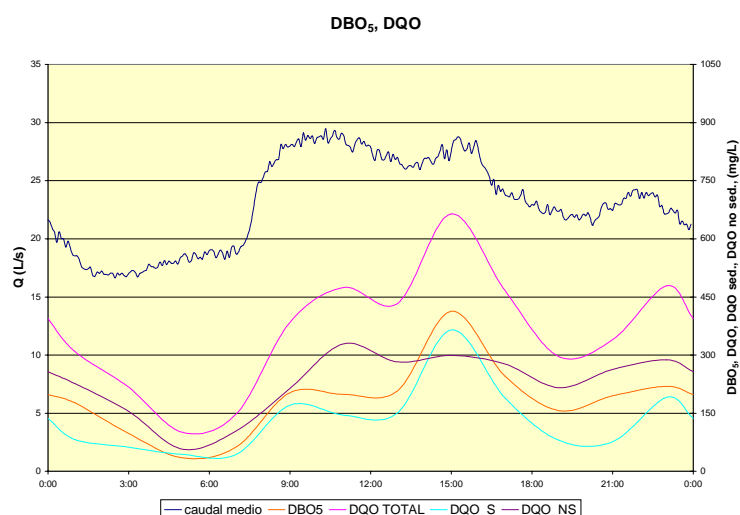


Figura 6-11. Polutogramas de DBO₅ y DQO.

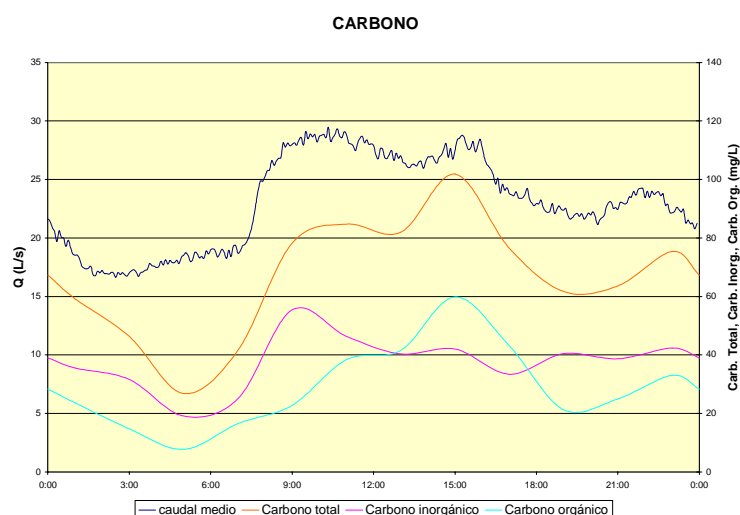


Figura 6-12. Polutogramas de carbono.

Como se puede apreciar en los gráficos anteriores, los contaminantes asociados a materia orgánica tienen su punta por la tarde, entre las 13:00 y las 17:00 horas que va asociada a valores altos de sólidos en suspensión. La punta de DQO está asociada a valores altos de DQO sedimentable, que únicamente en este intervalo su concentración supera a la de la DQO no sedimentable. Esta presencia de materia orgánica queda reflejada también en la punta de carbono orgánico en las mismas horas.

Por el contrario, las formas de nitrógeno tienen su punta entre las 7:00 y las 10:00, es decir, por las mañanas. El pH es más sensible a este tipo de compuestos y presenta una punta en este último intervalo de tiempo. Se aprecia una cierta punta de NTK también hacia las tres de la tarde asociada a materia orgánica particulada.

El fósforo total presenta dos puntas importantes una por la mañana hacia las nueve y otra, ligeramente superior, hacia las tres de la tarde. El fósforo disuelto, sin embargo, sólo presenta una punta por la tarde.

A continuación se presentan dos tablas: una con los valores y coeficientes característicos y otra con las concentraciones medias ponderadas a caudal del día medio.

Tabla 6-3. Valores y coeficientes característicos de los contaminantes tradicionales para todos los días.

| Contaminante | Todos | | | | |
|------------------------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| pH | 7.3 | 8.2 | 6.8 | 1.12 | 0.93 |
| conductividad (µS/cm) | 558 | 688 | 361 | 1.23 | 0.65 |
| turbidez (NTU) | 149.5 | 299.0 | 19.8 | 2.00 | 0.13 |
| ST (mg/L) | 387 | 603 | 272 | 1.56 | 0.70 |
| SV (mg/L) | 156 | 238 | 119 | 1.53 | 0.76 |
| SF (mg/L) | 231 | 365 | 134 | 1.58 | 0.58 |
| SDT (mg/L) | 271 | 345 | 202 | 1.27 | 0.74 |
| SDV (mg/L) | 99 | 119 | 84 | 1.21 | 0.86 |
| SDF (mg/L) | 173 | 239 | 101 | 1.38 | 0.59 |
| SST (mg/L) | 116 | 258 | 60 | 2.22 | 0.52 |
| SSV (mg/L) | 58 | 131 | 25 | 2.28 | 0.44 |
| SSF (mg/L) | 59 | 127 | 33 | 2.16 | 0.56 |
| Sólidos sedimentables (mL/L) | 10 | 17 | 2 | 1.69 | 0.17 |
| CT (ud/100 mL) | 3.2E+07 | 6.6E+07 | 9.3E+06 | 2.04 | 0.29 |
| CF (ud/100 mL) | 1.7E+06 | 4.7E+06 | 3.7E+05 | 2.69 | 0.21 |
| NTK (mg/L) | 43.4 | 72.2 | 23.4 | 1.66 | 0.54 |
| Nitrógeno amoniacal (mg/L) | 24.0 | 45.1 | 12.5 | 1.88 | 0.52 |
| Fósforo total (mg/L) | 5.8 | 10.1 | 1.9 | 1.74 | 0.33 |
| Fósforo disuelto (mg/L) | 3.5 | 6.8 | 1.6 | 1.94 | 0.46 |
| DBO ₅ (mg/L) | 184 | 413 | 35 | 2.24 | 0.19 |
| DQO total (mg/L) | 359 | 664 | 101 | 1.85 | 0.28 |
| DQO no sedimentable (mg/L) | 226 | 329 | 57 | 1.46 | 0.25 |
| DQO sedimentable (mg/L) | 133 | 365 | 44 | 2.74 | 0.33 |
| Carbono total (mg/L) | 66.5 | 101.8 | 26.8 | 1.53 | 0.40 |
| Carbono inorgánico (mg/L) | 37.5 | 55.4 | 19.1 | 1.48 | 0.51 |
| Carbono orgánico (mg/L) | 29.0 | 59.8 | 7.7 | 2.07 | 0.27 |

Tabla 6-4. Medias ponderadas a caudal de los contaminantes tradicionales.

| Medias ponderadas a caudal | | | |
|------------------------------|------------|----------|---------|
| Contaminante | Laborables | Festivos | Todos |
| ST (mg/L) | 397 | 401 | 399 |
| SV (mg/L) | 162 | 157 | 160 |
| SF (mg/L) | 235 | 243 | 239 |
| SDT (mg/L) | 260 | 292 | 275 |
| SDV (mg/L) | 104 | 92 | 98 |
| SDF (mg/L) | 156 | 200 | 177 |
| SST (mg/L) | 137 | 109 | 124 |
| SSV (mg/L) | 58 | 65 | 61 |
| SSF (mg/L) | 80 | 43 | 62 |
| Sólidos sedimentables (mL/L) | 12 | 9 | 11 |
| CT (ud/100 mL) | 2.8E+07 | 3.6E+07 | 3.2E+07 |
| CF (ud/100 mL) | 2.3E+06 | 1.1E+06 | 1.8E+06 |
| NTK (mg/L) | 47.6 | 42.1 | 45.0 |
| Nitrógeno amoniacal (mg/L) | 25.5 | 24.3 | 24.9 |
| Fósforo total (mg/L) | 5.4 | 6.8 | 6.1 |
| Fósforo disuelto (mg/L) | 3.2 | 4.2 | 3.7 |
| DBO ₅ (mg/L) | 210 | 180 | 196 |
| DQO total (mg/L) | 410 | 350 | 382 |
| DQO no sedimentable (mg/L) | 240 | 233 | 236 |
| DQO sedimentable (mg/L) | 171 | 117 | 145 |
| Carbono total (mg/L) | 73.3 | 65.7 | 69.7 |
| Carbono inorgánico (mg/L) | 37.5 | 39.9 | 38.7 |
| Carbono orgánico (mg/L) | 35.7 | 25.8 | 31.0 |

El cociente DQO/DBO₅ de las medias ponderadas a caudal de los cuatro días caracterizados vale 1.95 lo que significa que es un agua biodegradable. El cociente entre nitrógeno amoniacal y NTK vale 0.55, que esta dentro del rango de los valores típicos de las aguas residuales de tiempo seco. De la tabla anterior también se deduce que el 38% de la DQO es sedimentable y el 49% de los sólidos en suspensión son volátiles.

A modo de referencia, se utilizará la siguiente tabla, y se comparará con las medias ponderadas a caudal, que se obtuvieron en la campaña de tiempo seco.

Tabla 6-5. Composición típica de agua residual doméstica bruta (Metcalf-Eddy, 1985) (todas las unidades en mg/L menos los Sólidos Sedimentables)

| CONSTITUYENTE | CONCENTRACIÓN | | |
|--|---------------|-------|-------|
| | FUERTE | MEDIA | DÉBIL |
| SÓLIDOS TOTALES | 1200 | 720 | 350 |
| Disueltos (SD) | 850 | 500 | 250 |
| SD fijos (SDF) | 525 | 300 | 145 |
| SD volátiles (SDV) | 325 | 200 | 105 |
| En Suspensión (SS) | 350 | 220 | 100 |
| SS fijos SSF | 75 | 55 | 20 |
| SS volátiles SSV | 275 | 165 | 80 |
| SÓLIDOS SEDIMENTABLES (mL/L) | 20 | 10 | 5 |
| DBO₅ | 400 | 220 | 110 |
| COT | 290 | 160 | 80 |
| DQO | 1000 | 500 | 250 |
| NITRÓGENO (total como N) | 85 | 40 | 20 |
| Orgánico | 35 | 15 | 8 |
| Amoniacal libre | 50 | 25 | 12 |
| Nitritos | 0 | 0 | 0 |
| Nitratos | 0 | 0 | 0 |
| FÓSFORO (total como P) | 15 | 8 | 4 |
| Orgánico | 5 | 3 | 1 |
| Inorgánico | 10 | 5 | 3 |
| CLORUROS | 100 | 50 | 30 |
| ALCALINIDAD (como CO₃Ca) | 200 | 100 | 50 |
| GRASA | 150 | 100 | 50 |

Tabla 6-6. Contenido de contaminantes tradicionales medios en la cuenca de Cancelón.

| Parámetro | Concentración media ponderada a caudal | Tipo de agua residual |
|------------------------------|--|-----------------------|
| ST (mg/L) | 399 | Concentración débil |
| SV (mg/L) | 160 | Concentración débil |
| SF (mg/L) | 239 | Concentración débil |
| SDT (mg/L) | 275 | Concentración débil |
| SDV (mg/L) | 98 | Concentración débil |
| SDF (mg/L) | 177 | Concentración débil |
| SST (mg/L) | 124 | Concentración débil |
| SSV (mg/L) | 61 | Concentración débil |
| SSF (mg/L) | 62 | Concentración media |
| Sólidos sedimentables (mL/L) | 11 | Concentración media |
| NTK (mg/L) | 45.0 | Concentración media |
| Nitrógeno amoniacal (mg/L) | 24.9 | Concentración media |
| Fósforo total (mg/L) | 6.1 | Concentración media |
| DBO ₅ (mg/L) | 196 | Concentración media |
| DQO total (mg/L) | 382 | Concentración media |
| Carbono orgánico (mg/L) | 31.0 | Concentración débil |

Se concluye, por lo tanto, que el agua residual de la subcuenca de Cancelón presenta una contaminación de tipo media-débil.

6.1.1.1.2. Metales pesados

Se repite el mismo análisis, que se ha aplicado a los contaminantes tradicionales, para los metales. En primer lugar, se presentan dos tablas con los valores y coeficientes característicos, una para los días laborables y otra para los días festivos.

Tabla 6-7. Valores y coeficientes característicos de metales para los días laborables.

| | Laborables (µg/L) | | | | |
|----------------|-------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Al total | 1567.29 | 5121.64 | 212.52 | 3.27 | 0.14 |
| Al disuelto | 80.73 | 116.95 | 39.01 | 1.45 | 0.48 |
| Al particulado | 1486.57 | 5007.80 | 173.51 | 3.37 | 0.12 |
| Mn total | 97.31 | 144.14 | 83.20 | 1.48 | 0.85 |
| Mn disuelto | 67.17 | 96.96 | 33.10 | 1.44 | 0.49 |
| Mn particulado | 30.14 | 52.68 | 6.16 | 1.75 | 0.20 |
| Fe total | 753.79 | 3166.02 | 110.49 | 4.20 | 0.15 |
| Fe disuelto | 71.81 | 247.06 | 28.00 | 3.44 | 0.39 |
| Fe particulado | 681.98 | 2918.96 | 80.81 | 4.28 | 0.12 |
| Ni total | 4.35 | 8.73 | 1.96 | 2.00 | 0.45 |
| Ni disuelto | 2.22 | 3.81 | 1.39 | 1.72 | 0.63 |
| Ni particulado | 2.14 | 4.92 | 0.34 | 2.30 | 0.16 |
| Cu total | 54.16 | 116.63 | 13.69 | 2.15 | 0.25 |
| Cu disuelto | 24.04 | 37.63 | 9.20 | 1.57 | 0.38 |
| Cu particulado | 30.13 | 79.01 | 4.50 | 2.62 | 0.15 |
| Zn total | 88.33 | 168.22 | 21.98 | 1.90 | 0.25 |
| Zn disuelto | 50.34 | 74.29 | 19.29 | 1.48 | 0.38 |
| Zn particulado | 37.99 | 94.84 | 2.69 | 2.50 | 0.07 |
| As disuelto | 2.04 | 2.67 | 1.55 | 1.31 | 0.76 |
| Pb total | 30.19 | 84.62 | 5.02 | 2.80 | 0.17 |
| Pb disuelto | 4.39 | 7.16 | 1.20 | 1.63 | 0.27 |
| Pb particulado | 25.80 | 78.94 | 3.82 | 3.06 | 0.15 |

Tabla 6-8. Valores y coeficientes característicos de metales para los días festivos.

| | Festivos (µg/L) | | | | |
|----------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Al total | 1106.27 | 1757.26 | 233.58 | 1.59 | 0.21 |
| Al disuelto | 67.66 | 138.35 | 40.65 | 2.04 | 0.60 |
| Al particulado | 1038.62 | 1683.99 | 185.79 | 1.62 | 0.18 |
| Mn total | 79.55 | 99.65 | 52.20 | 1.25 | 0.66 |
| Mn disuelto | 69.43 | 92.31 | 56.14 | 1.33 | 0.81 |
| Mn particulado | 10.12 | 28.75 | ** | 2.84 | ** |
| Fe total | 395.21 | 752.60 | 116.11 | 1.90 | 0.29 |
| Fe disuelto | 59.09 | 83.27 | 37.85 | 1.41 | 0.64 |
| Fe particulado | 336.13 | 685.77 | 78.26 | 2.04 | 0.23 |
| Ni total | 3.24 | 4.42 | 1.48 | 1.36 | 0.46 |
| Ni disuelto | 2.04 | 2.54 | 1.54 | 1.24 | 0.76 |
| Ni particulado | 1.21 | 1.91 | ** | 1.58 | ** |
| Cu total | 47.63 | 68.73 | 18.66 | 1.44 | 0.39 |
| Cu disuelto | 22.38 | 30.10 | 10.14 | 1.34 | 0.45 |
| Cu particulado | 25.25 | 39.74 | 8.15 | 1.57 | 0.32 |
| Zn total | 78.79 | 115.86 | 39.31 | 1.47 | 0.50 |
| Zn disuelto | 46.33 | 62.32 | 31.65 | 1.35 | 0.68 |
| Zn particulado | 32.46 | 70.18 | 7.66 | 2.16 | 0.24 |
| As disuelto | 2.16 | 2.52 | 1.69 | 1.17 | 0.78 |
| Pb total | 24.83 | 44.46 | 6.11 | 1.79 | 0.25 |
| Pb disuelto | 4.16 | 8.32 | 1.74 | 2.00 | 0.42 |
| Pb particulado | 20.67 | 38.44 | 3.65 | 1.86 | 0.18 |

En las siguientes gráficas se pueden ver las curvas características de tiempo seco de los metales analizados.

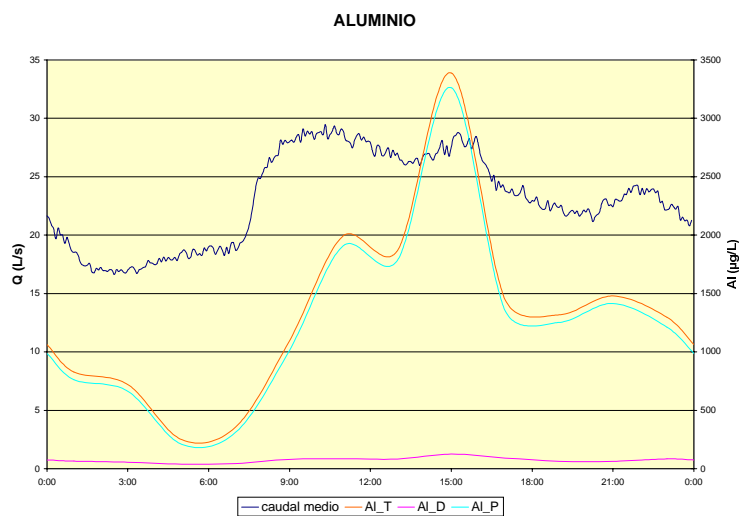


Figura 6-13. Polutogramas de aluminio.

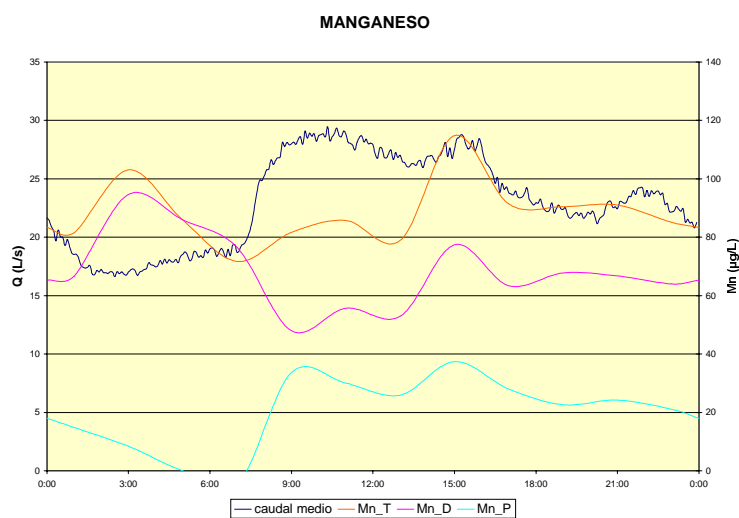


Figura 6-14. Polutogramas de manganeso.

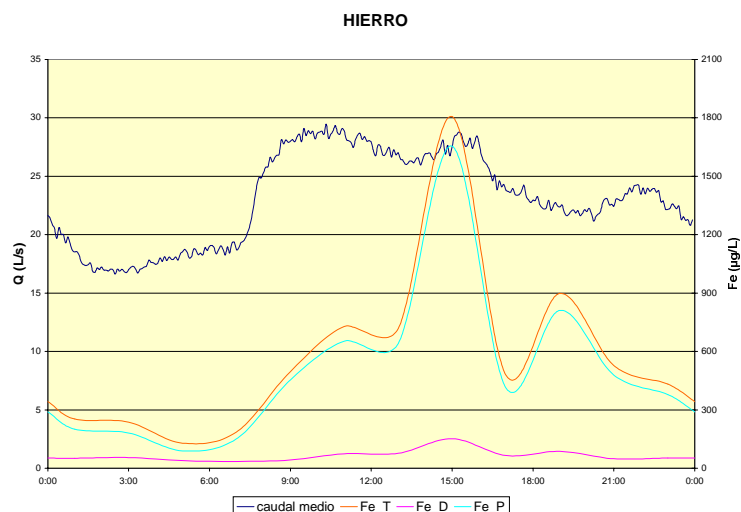


Figura 6-15. Polutogramas de hierro.

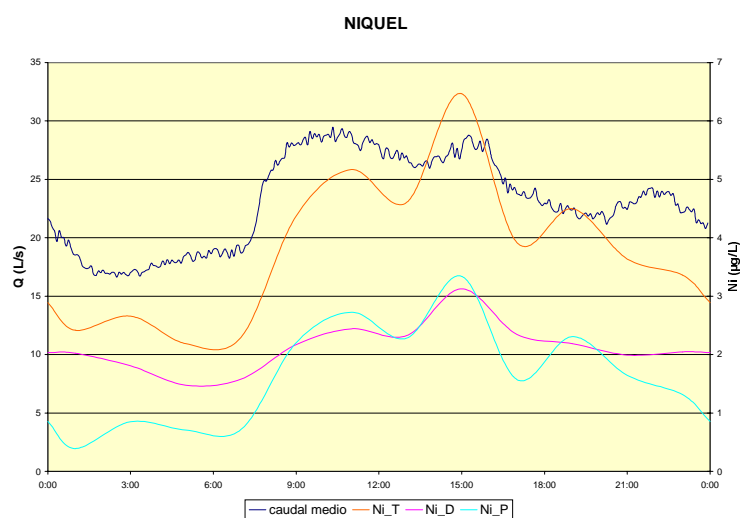


Figura 6-16. Polutogramas de níquel.

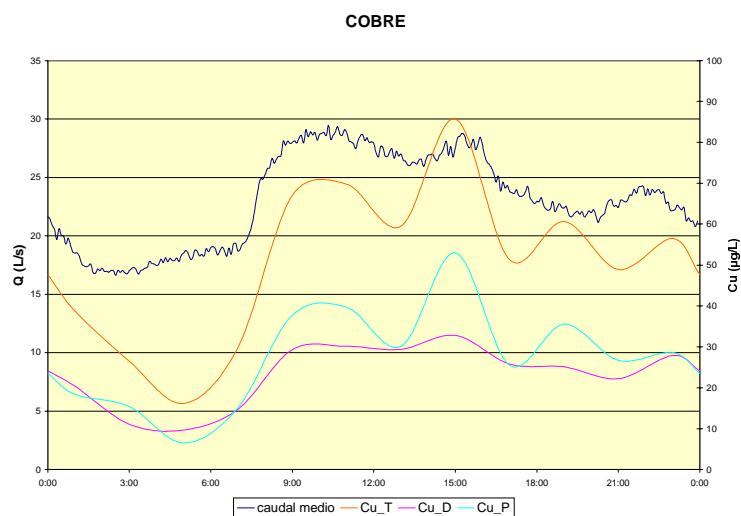


Figura 6-17. Polutogramas de cobre.

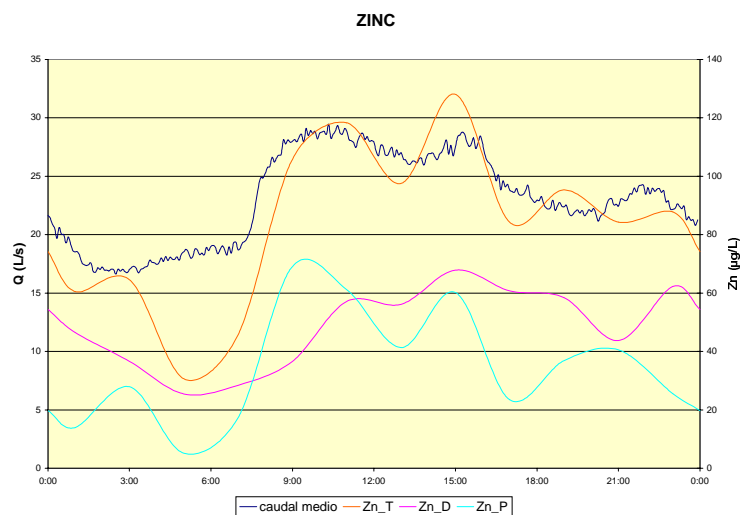


Figura 6-18. Polutogramas de zinc.

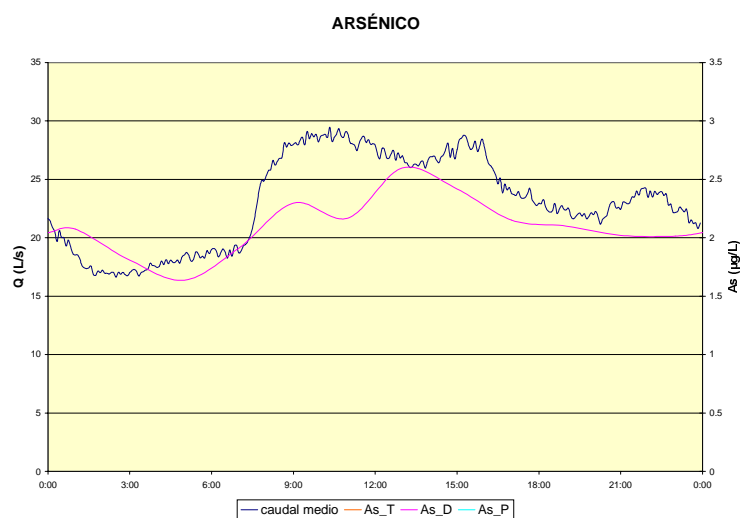


Figura 6-19. Polutogramas de arsénico.

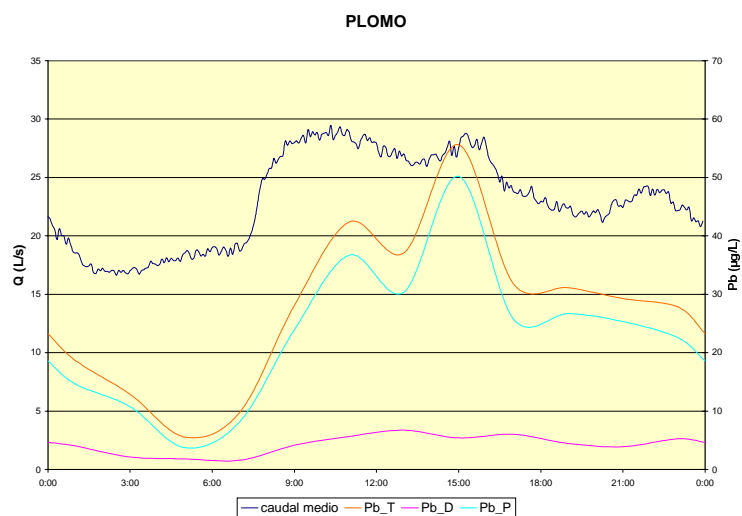


Figura 6-20. Polutogramas de plomo.

Del análisis de los gráficos anteriores se extrae la conclusión de que la punta de los metales se produce entre las 13:00 y las 17:00 horas. Se puede destacar también que el cobre, zinc y plomo presentan una punta importante por la mañana. Estas puntas son fundamentalmente en forma particulada. Esto podría deberse a que en ese mismo intervalo de tiempo el pH es elevado lo que favorece la precipitación de las partículas.

El manganeso presenta un cierto ascenso nocturno. Este ascenso nocturno de, en particular, el manganeso disuelto podría tener su origen en las aguas de infiltración que han atravesado los suelos de carácter granítico antes de infiltrarse en la red de saneamiento. De día estas concentraciones de manganeso disuelto bajan al diluirse el manganeso con las aguas de origen residual que no aportan manganeso. Hay, sin embargo, otra punta hacia las tres de la tarde que sí podría tener origen humano.

A continuación se presentan dos tablas: una con los valores y coeficientes característicos y otra con las concentraciones medias ponderadas a caudal del día medio.

Tabla 6-9. Valores y coeficientes característicos de metales para todos los días

| | Todos (µg/L) | | | | |
|----------------|--------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Al total | 1336.78 | 3387.30 | 249.40 | 2.53 | 0.19 |
| Al disuelto | 74.19 | 126.10 | 39.83 | 1.70 | 0.54 |
| Al particulado | 1262.59 | 3261.21 | 209.57 | 2.58 | 0.17 |
| Mn total | 88.43 | 114.80 | 71.68 | 1.30 | 0.81 |
| Mn disuelto | 68.30 | 94.64 | 48.00 | 1.39 | 0.70 |
| Mn particulado | 20.13 | 37.40 | ** | 1.86 | ** |
| Fe total | 574.50 | 1805.92 | 129.26 | 3.14 | 0.22 |
| Fe disuelto | 65.45 | 152.29 | 35.29 | 2.33 | 0.54 |
| Fe particulado | 509.06 | 1653.63 | 89.59 | 3.25 | 0.18 |
| Ni total | 3.80 | 6.46 | 2.19 | 1.70 | 0.58 |
| Ni disuelto | 2.13 | 3.13 | 1.48 | 1.47 | 0.69 |
| Ni particulado | 1.67 | 3.34 | 0.39 | 2.00 | 0.24 |
| Cu total | 50.90 | 85.74 | 16.18 | 1.68 | 0.32 |
| Cu disuelto | 23.21 | 32.79 | 9.67 | 1.41 | 0.42 |
| Cu particulado | 27.69 | 52.95 | 6.51 | 1.91 | 0.24 |
| Zn total | 83.56 | 128.02 | 30.64 | 1.53 | 0.37 |
| Zn disuelto | 48.34 | 67.85 | 25.47 | 1.40 | 0.53 |
| Zn particulado | 35.23 | 69.12 | 5.17 | 1.96 | 0.15 |
| As disuelto | 2.10 | 2.60 | 1.64 | 1.24 | 0.78 |
| Pb total | 27.51 | 55.59 | 5.56 | 2.02 | 0.20 |
| Pb disuelto | 4.27 | 6.73 | 1.59 | 1.57 | 0.37 |
| Pb particulado | 23.24 | 50.18 | 3.74 | 2.16 | 0.16 |

Se aprecia que los coeficientes punta y de mínimos tienen valores más extremos para la fracción particulada de los metales pesados.

Tabla 6-10. Medias ponderadas a caudal de metales.

| Medias ponderadas a caudal (µg/L) | | | |
|-----------------------------------|------------|----------|---------|
| Contaminante | Laborables | Festivos | Todos |
| Al total | 1735.93 | 1156.96 | 1460.91 |
| Al disuelto | 84.62 | 69.60 | 77.48 |
| Al particulado | 1651.31 | 1087.36 | 1383.42 |
| Mn total | 97.81 | 79.30 | 89.02 |
| Mn disuelto | 64.98 | 68.23 | 66.52 |
| Mn particulado | 32.83 | 11.07 | 22.49 |
| Fe total | 839.62 | 413.10 | 637.01 |
| Fe disuelto | 77.32 | 59.70 | 68.95 |
| Fe particulado | 762.30 | 353.40 | 568.06 |
| Ni total | 4.64 | 3.35 | 4.03 |
| Ni disuelto | 2.30 | 2.07 | 2.19 |
| Ni particulado | 2.34 | 1.27 | 1.84 |
| Cu total | 58.41 | 49.34 | 54.10 |
| Cu disuelto | 25.53 | 23.16 | 24.41 |
| Cu particulado | 32.88 | 26.18 | 29.70 |
| Zn total | 95.27 | 80.83 | 88.41 |
| Zn disuelto | 52.85 | 46.64 | 49.90 |
| Zn particulado | 42.42 | 34.18 | 38.51 |
| As disuelto | 2.08 | 2.18 | 2.13 |
| Pb total | 33.09 | 26.10 | 29.77 |
| Pb disuelto | 4.63 | 4.36 | 4.50 |
| Pb particulado | 28.46 | 21.74 | 25.27 |

En la siguiente grafica se representa el porcentaje de metal que se puede asignar a cada fracción.

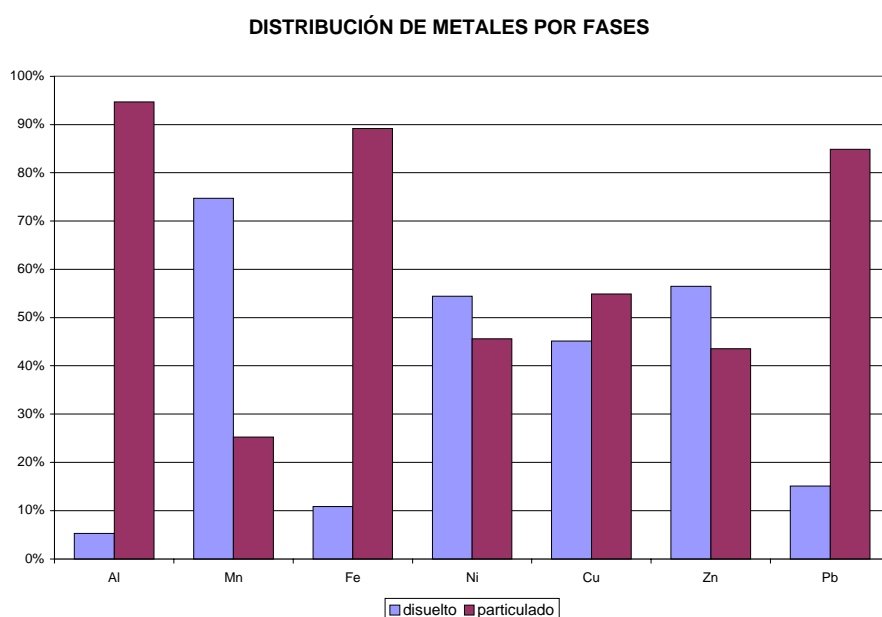


Figura 6-21. Distribución de metales por fases.

Se puede concluir que, en el caso del aluminio, hierro y plomo, la mayor parte del metal está presente en forma particulada. Sólo el 5.3%, el 10.8% y el 15.1%, respectivamente, están en forma disuelta. Sin embargo, en el caso del manganeso, la mayor parte del metal, el 74.7%, se presenta en forma disuelta. En el resto de metales analizados el reparto es más equitativo.

A continuación, se comparan los valores que se han obtenido con valores típicos de aguas residuales, para lo cual se utiliza la tabla siguiente:

Tabla 6-11. Contenido en metales típico de aguas residuales domésticas (Henze, M.; 1995)

| Parámetros | Tipo de agua residual | | | |
|-------------------------------|-----------------------|----------|---------|-------------|
| | Concentrada | Moderada | Diluida | Muy diluida |
| Aluminio ($\mu\text{g/L}$) | 1000 | 650 | 400 | 250 |
| Arsénico ($\mu\text{g/L}$) | 5 | 3 | 2 | 1 |
| Cadmio ($\mu\text{g/L}$) | 4 | 2 | 2 | 1 |
| Cromo ($\mu\text{g/L}$) | 40 | 25 | 15 | 10 |
| Cobalto ($\mu\text{g/L}$) | 2 | 1 | 1 | 0.5 |
| Cobre ($\mu\text{g/L}$) | 100 | 70 | 40 | 30 |
| Hierro ($\mu\text{g/L}$) | 1500 | 1000 | 600 | 400 |
| Plomo ($\mu\text{g/L}$) | 80 | 65 | 30 | 25 |
| Manganeso ($\mu\text{g/L}$) | 150 | 100 | 60 | 40 |
| Mercurio ($\mu\text{g/L}$) | 3 | 2 | 1 | 1 |
| Níquel ($\mu\text{g/L}$) | 40 | 25 | 15 | 10 |
| Plata ($\mu\text{g/L}$) | 10 | 7 | 4 | 3 |
| Zinc ($\mu\text{g/L}$) | 300 | 200 | 130 | 80 |

Tabla 6-12. Contenido en metales medio en las aguas residuales de la cuenca de Cancelón.

| Parámetro | Concentración media ($\mu\text{g/L}$) ponderada a caudal | Tipo de agua residual |
|-----------|--|-----------------------|
| Aluminio | 1460.91 | Concentrada |
| Cromo | <15 | Diluida |
| Manganeso | 89.02 | Moderada |
| Hierro | 637.01 | Diluida |
| Níquel | 4.03 | Muy diluida |
| Cobre | 54.10 | Diluida |
| Zinc | 88.41 | Muy diluida |
| Arsénico | <17 | - |
| Cadmio | <1 | Muy diluida |
| Plomo | 29.77 | Diluida |
| Mercurio | <1 | Muy diluida |

Observando los resultados obtenidos, se puede concluir que el agua residual caracterizada tiene, en general, poca contaminación de metales pesados, con excepción del aluminio y manganeso. El origen de esta contaminación podría estar en las aguas naturales de infiltración por la naturaleza granítica de los suelos de esta zona. Se podría definir el tipo de agua residual de la subcuenca como de concentración diluida o muy diluida.

6.1.1.1.3. Análisis estadístico de contaminantes en tiempo seco

A continuación se muestra el análisis estadístico que se ha realizado sobre 47 muestras de las 48 de tiempo seco. Se ha descartado la de las 15:00 del viernes 14 de junio porque presenta valores de concentraciones excesivamente elevados si se compara con el resto. El objetivo de este análisis es estudiar el comportamiento

conjunto de los distintos contaminantes para poder utilizar los valores de unos para pronosticar el valor de otros.

El coeficiente de correlación entre dos variables indica en qué medida están relacionadas. Un valor cercano a 1 (en valor absoluto) indica un alto grado de correlación, si es inferior a 0.7 la correlación es leve y por debajo de 0.5 casi inexistente.

Contaminantes tradicionales

En la tabla 6-13 se muestra la matriz de correlación de contaminantes tradicionales más relevantes de tiempo seco, que se obtuvo con el programa de análisis estadístico MINITAB (MINITAB; 2000). Se han marcado en rojo los valores muy correlacionados, en verde los valores con correlación significativa, en azul los levemente correlacionados y en negro los que no tienen correlación.

Tabla 6-13. Matriz de correlación de contaminantes tradicionales en tiempo seco.

| | pH | Cond. | Turb. | ST | SV | SF | SDT | SDV | SDF | SST | SSV | SSF | SSed | NTK | N-NH ₄ | DBO ₅ | DQO | CT | CI | COT |
|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------------------|------------------|------|-------|-------|-------|
| pH | 1.00 | 0.30 | -0.05 | -0.09 | -0.03 | -0.11 | -0.16 | 0.10 | -0.20 | 0.01 | -0.11 | 0.17 | 0.41 | 0.71 | 0.65 | -0.06 | 0.07 | 0.08 | 0.42 | -0.18 |
| Cond | 0.30 | 1.00 | 0.75 | 0.70 | 0.29 | 0.77 | 0.59 | -0.18 | 0.63 | 0.55 | 0.44 | 0.33 | 0.75 | 0.76 | 0.77 | 0.54 | 0.78 | 0.89 | 0.79 | 0.66 |
| Turb | -0.05 | 0.75 | 1.00 | 0.72 | 0.35 | 0.76 | 0.59 | -0.07 | 0.57 | 0.57 | 0.42 | 0.40 | 0.64 | 0.40 | 0.34 | 0.55 | 0.81 | 0.81 | 0.52 | 0.74 |
| ST | -0.09 | 0.70 | 0.72 | 1.00 | 0.73 | 0.86 | 0.80 | 0.06 | 0.69 | 0.81 | 0.72 | 0.38 | 0.47 | 0.31 | 0.35 | 0.36 | 0.65 | 0.66 | 0.50 | 0.54 |
| SV | -0.03 | 0.29 | 0.35 | 0.73 | 1.00 | 0.28 | 0.41 | 0.41 | 0.15 | 0.77 | 0.74 | 0.28 | 0.24 | 0.11 | 0.20 | 0.00 | 0.27 | 0.24 | 0.23 | 0.17 |
| SF | -0.11 | 0.77 | 0.76 | 0.86 | 0.28 | 1.00 | 0.82 | -0.22 | 0.87 | 0.56 | 0.46 | 0.33 | 0.49 | 0.35 | 0.34 | 0.51 | 0.70 | 0.74 | 0.53 | 0.64 |
| SDT | -0.16 | 0.59 | 0.59 | 0.80 | 0.41 | 0.82 | 1.00 | 0.12 | 0.84 | 0.30 | 0.34 | 0.03 | 0.28 | 0.24 | 0.18 | 0.44 | 0.56 | 0.62 | 0.47 | 0.51 |
| SDV | 0.10 | -0.18 | -0.07 | 0.06 | 0.41 | -0.22 | 0.12 | 1.00 | -0.44 | -0.02 | -0.30 | 0.40 | -0.18 | -0.02 | -0.13 | -0.21 | 0.00 | -0.10 | -0.07 | -0.08 |
| SDF | -0.20 | 0.63 | 0.57 | 0.69 | 0.15 | 0.87 | 0.84 | -0.44 | 1.00 | 0.28 | 0.48 | -0.19 | 0.36 | 0.23 | 0.23 | 0.51 | 0.51 | 0.61 | 0.46 | 0.50 |
| SST | 0.01 | 0.55 | 0.57 | 0.81 | 0.77 | 0.56 | 0.30 | -0.02 | 0.28 | 1.00 | 0.81 | 0.58 | 0.48 | 0.25 | 0.39 | 0.14 | 0.48 | 0.44 | 0.33 | 0.37 |
| SSV | -0.11 | 0.44 | 0.42 | 0.72 | 0.74 | 0.46 | 0.34 | -0.30 | 0.48 | 0.81 | 1.00 | 0.00 | 0.39 | 0.13 | 0.31 | 0.15 | 0.29 | 0.32 | 0.29 | 0.24 |
| SSF | 0.17 | 0.33 | 0.40 | 0.38 | 0.28 | 0.33 | 0.03 | 0.40 | -0.19 | 0.58 | 0.00 | 1.00 | 0.29 | 0.25 | 0.23 | 0.04 | 0.42 | 0.31 | 0.17 | 0.30 |
| Ssed | 0.41 | 0.75 | 0.64 | 0.47 | 0.24 | 0.49 | 0.28 | -0.18 | 0.36 | 0.48 | 0.39 | 0.29 | 1.00 | 0.73 | 0.68 | 0.45 | 0.65 | 0.66 | 0.58 | 0.49 |
| NTK | 0.71 | 0.76 | 0.40 | 0.31 | 0.11 | 0.35 | 0.24 | -0.02 | 0.23 | 0.25 | 0.13 | 0.25 | 0.73 | 1.00 | 0.86 | 0.35 | 0.60 | 0.61 | 0.74 | 0.32 |
| N-NH ₄ | 0.65 | 0.77 | 0.34 | 0.35 | 0.20 | 0.34 | 0.18 | -0.13 | 0.23 | 0.39 | 0.31 | 0.23 | 0.68 | 0.86 | 1.00 | 0.25 | 0.47 | 0.54 | 0.77 | 0.20 |
| DBO ₅ | -0.06 | 0.54 | 0.55 | 0.36 | 0.00 | 0.51 | 0.44 | -0.21 | 0.51 | 0.14 | 0.15 | 0.04 | 0.45 | 0.35 | 0.25 | 1.00 | 0.61 | 0.67 | 0.28 | 0.71 |
| DQO | 0.07 | 0.78 | 0.81 | 0.65 | 0.27 | 0.70 | 0.56 | 0.00 | 0.51 | 0.48 | 0.29 | 0.42 | 0.65 | 0.60 | 0.47 | 0.61 | 1.00 | 0.83 | 0.57 | 0.73 |
| CT | 0.08 | 0.89 | 0.81 | 0.66 | 0.24 | 0.74 | 0.62 | -0.10 | 0.61 | 0.44 | 0.32 | 0.31 | 0.66 | 0.61 | 0.54 | 0.67 | 0.83 | 1.00 | 0.69 | 0.87 |
| CI | 0.42 | 0.79 | 0.52 | 0.50 | 0.23 | 0.53 | 0.47 | -0.07 | 0.46 | 0.33 | 0.29 | 0.17 | 0.58 | 0.74 | 0.77 | 0.28 | 0.57 | 0.69 | 1.00 | 0.25 |
| COT | -0.18 | 0.66 | 0.74 | 0.54 | 0.17 | 0.64 | 0.51 | -0.08 | 0.50 | 0.37 | 0.24 | 0.30 | 0.49 | 0.32 | 0.20 | 0.71 | 0.73 | 0.87 | 0.25 | 1.00 |

Se observa que la matriz, lógicamente, es simétrica y que los pares de valores iguales (por ejemplo DQO-DQO) recorren la diagonal con un valor igual a 1.

A partir de la información facilitada por la matriz de correlación de contaminantes tradicionales de tiempo seco se obtuvieron relaciones entre variables. La relación entre dos variables se calculó haciendo una regresión lineal simple, utilizando el principio de mínimos cuadrados. Los resultados se muestran a continuación. Se han seleccionado aquellos parámetros que, en principio, deben tener una relación más clara.

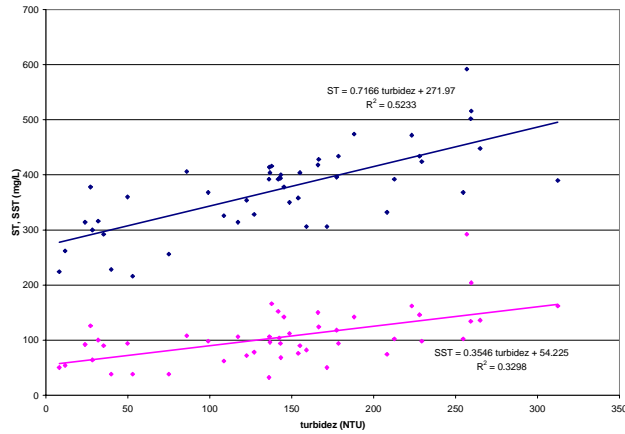


Figura 6-22. Relaciones entre la turbidez y los sólidos en tiempo seco.

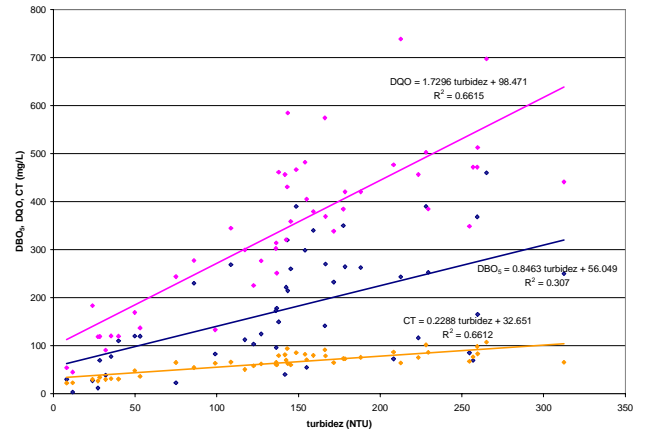


Figura 6-23. Relaciones entre la turbidez y los componentes orgánicos en tiempo seco.

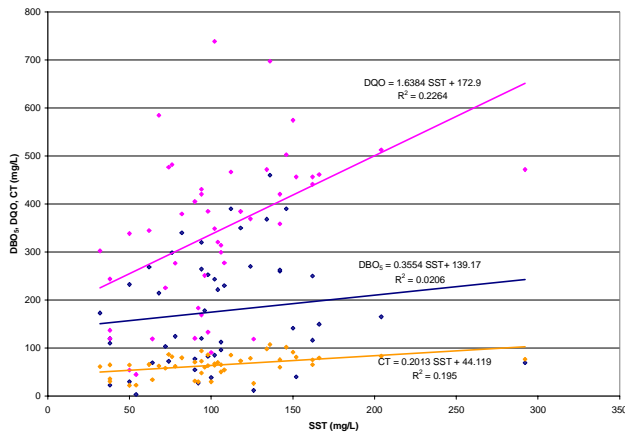


Figura 6-24. Relaciones entre los sólidos en suspensión y los componentes orgánicos en tiempo seco.

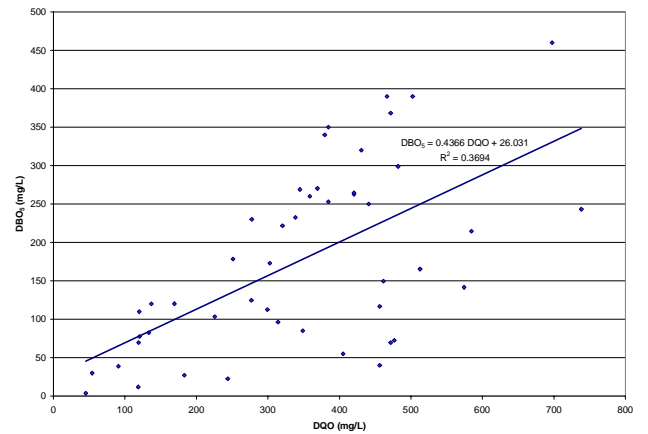


Figura 6-25. Relación entre la DQO y la DBO₅ en tiempo seco.

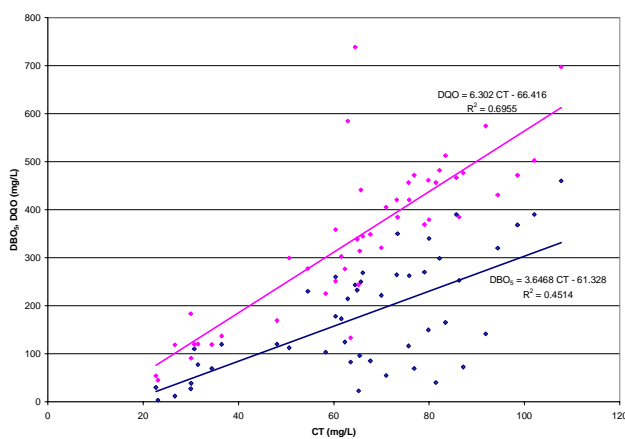


Figura 6-26. Relaciones entre el carbono total y las demandas de oxígeno en tiempo seco.

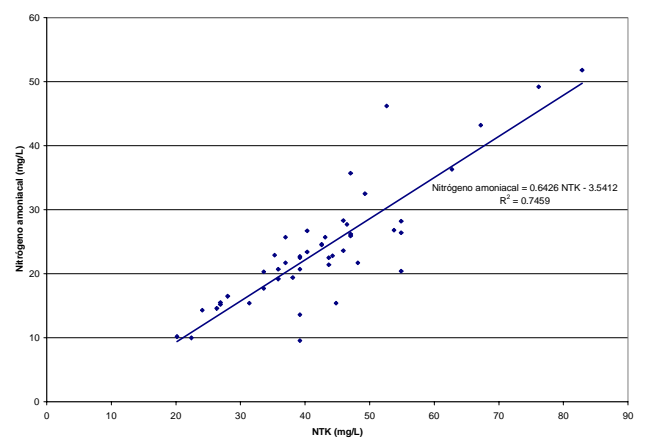


Figura 6-27. Relación entre el NTK y el nitrógeno amoniacal en tiempo seco.

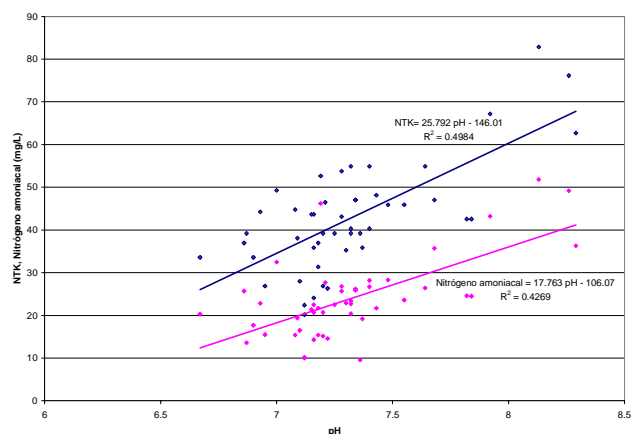


Figura 6-28. Relación entre el pH y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco.

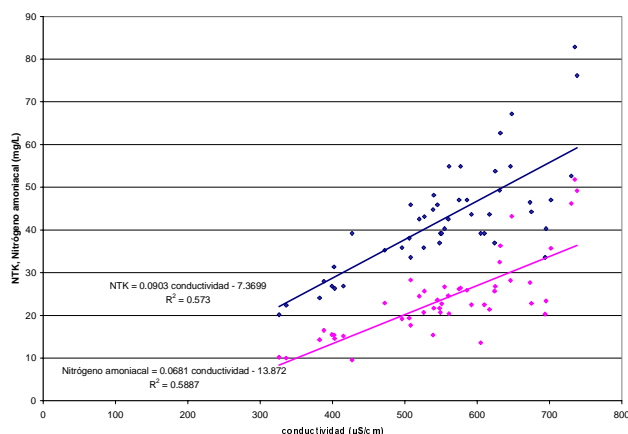


Figura 6-29. Relación entre la conductividad y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco.

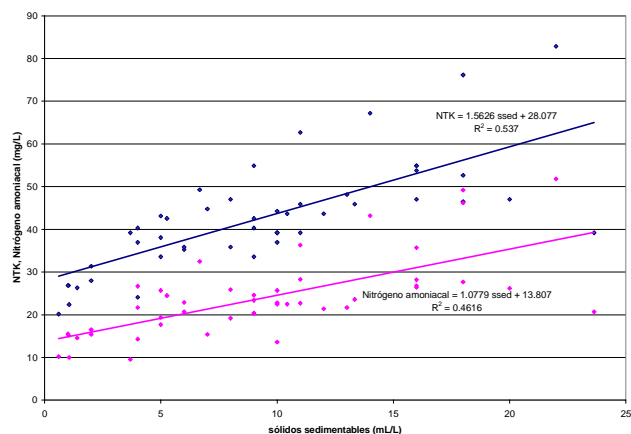


Figura 6-30. Relación entre los sólidos sedimentables y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco.

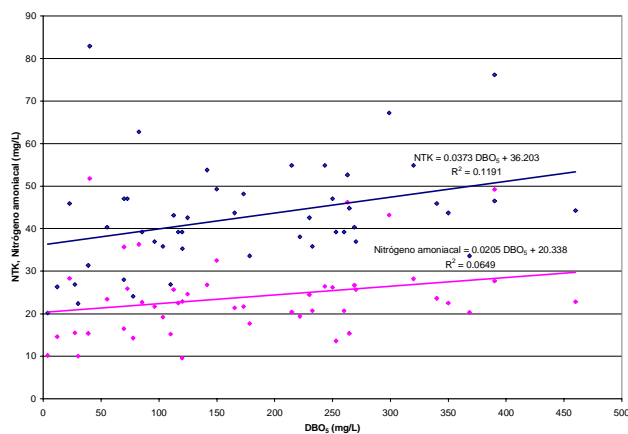


Figura 6-31. Relación entre la DBO₅ y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco.

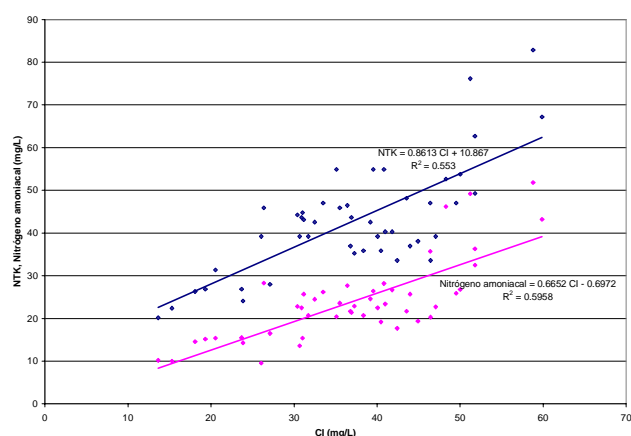


Figura 6-32. Relación entre el carbono inorgánico y los constituyentes nitrogenados en tiempo seco.

De la matriz de correlación de contaminantes tradicionales en tiempo seco y las gráficas presentadas se pueden sacar las siguientes conclusiones:

- El pH correlaciona bien con los constituyentes nitrogenados, en particular con el NTK con el que presenta un coeficiente de correlación de 0.71.
- La conductividad está correlacionada con la turbidez ($R=0.75$), la fracción fija de los sólidos ($R=0.77$), la DQO ($R=0.78$) y el carbono total ($R=0.89$). También correlaciona con los constituyentes nitrogenados: NTK y nitrógeno amoniacal ($R=0.76$ y $R=0.77$, respectivamente).
- La turbidez presenta correlación con los sólidos totales ($R=0.72$), la DQO ($R=0.81$) y el carbono total ($R=0.81$).
- Los sólidos sedimentables correlacionan bien con los constituyentes nitrogenados, mejor con el NTK con el que presenta un coeficiente de correlación de 0.73.
- El NTK y el nitrógeno amoniacal están correlacionados ($R=0.86$) lo que es un signo de coherencia en las determinaciones.
- La DQO y el carbono total están altamente correlacionados ($R=0.83$).
- La fracción orgánica del carbono correlaciona con la DBO_5 ($R=0.71$) y la DQO ($R=0.73$) mientras que la inorgánica correlaciona con los constituyentes nitrogenados, tanto con el NTK ($R=0.74$) como con el nitrógeno amoniacal ($R=0.77$).

Metales

En la tabla 6-14 se muestra la matriz de correlación de metales con los contaminantes más relevantes de tiempo seco, que se obtuvo con el programa de análisis estadístico MINITAB. No se presentan los resultados de cromo, arsénico, cadmio y mercurio porque las determinaciones de estos metales, en la mayoría de las muestras, daban valores por debajo del umbral de las técnicas utilizadas. Se han marcado en rojo los valores muy correlacionados, en verde los valores con correlación significativa, en azul los levemente correlacionados y en negro los que no tienen correlación.

Tabla 6-14. Matriz de correlación de metales en tiempo seco.

| | Al_T | Mn_T | Fe_T | Ni_T | Cu_T | Zn_T | Pb_T | Al_D | Mn_D | Fe_D | Ni_D | Cu_D | Zn_D | Pb_D | Al_P | Mn_P | Fe_P | Ni_P | Cu_P | Zn_P | Pb_P |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| pH | 0.01 | -0.05 | 0.05 | 0.14 | 0.26 | 0.21 | 0.14 | -0.01 | -0.31 | -0.24 | -0.11 | 0.18 | -0.27 | 0.02 | 0.01 | 0.21 | 0.07 | 0.21 | 0.28 | 0.49 | 0.15 |
| Cond | 0.78 | 0.06 | 0.60 | 0.68 | 0.83 | 0.86 | 0.81 | 0.58 | -0.75 | 0.37 | 0.78 | 0.76 | 0.53 | 0.63 | 0.78 | 0.65 | 0.61 | 0.54 | 0.76 | 0.73 | 0.80 |
| Turb | 0.79 | 0.04 | 0.62 | 0.59 | 0.75 | 0.75 | 0.80 | 0.61 | -0.60 | 0.45 | 0.75 | 0.68 | 0.72 | 0.70 | 0.78 | 0.51 | 0.62 | 0.44 | 0.70 | 0.43 | 0.77 |
| ST | 0.70 | -0.04 | 0.47 | 0.46 | 0.62 | 0.63 | 0.71 | 0.51 | -0.38 | 0.39 | 0.62 | 0.55 | 0.54 | 0.62 | 0.70 | 0.27 | 0.46 | 0.32 | 0.58 | 0.42 | 0.69 |
| SV | 0.32 | -0.09 | 0.23 | 0.15 | 0.31 | 0.32 | 0.37 | 0.21 | -0.06 | 0.25 | 0.21 | 0.20 | 0.26 | 0.29 | 0.32 | -0.02 | 0.22 | 0.10 | 0.34 | 0.22 | 0.36 |
| SF | 0.74 | 0.01 | 0.49 | 0.53 | 0.64 | 0.65 | 0.73 | 0.57 | -0.49 | 0.36 | 0.72 | 0.62 | 0.57 | 0.65 | 0.74 | 0.40 | 0.48 | 0.37 | 0.56 | 0.42 | 0.70 |
| SDT | 0.58 | 0.00 | 0.34 | 0.30 | 0.55 | 0.45 | 0.59 | 0.50 | -0.30 | 0.35 | 0.54 | 0.60 | 0.52 | 0.57 | 0.57 | 0.24 | 0.33 | 0.16 | 0.44 | 0.20 | 0.57 |
| SDV | -0.09 | -0.08 | -0.10 | -0.13 | -0.05 | -0.16 | -0.07 | 0.09 | 0.18 | 0.06 | -0.16 | -0.01 | 0.13 | 0.02 | -0.10 | -0.21 | -0.11 | -0.10 | -0.07 | -0.32 | -0.08 |
| SDF | 0.57 | 0.04 | 0.36 | 0.35 | 0.53 | 0.49 | 0.57 | 0.40 | -0.37 | 0.29 | 0.58 | 0.55 | 0.39 | 0.51 | 0.57 | 0.33 | 0.36 | 0.20 | 0.44 | 0.35 | 0.55 |
| SST | 0.55 | -0.06 | 0.41 | 0.43 | 0.45 | 0.57 | 0.55 | 0.33 | -0.32 | 0.28 | 0.45 | 0.28 | 0.36 | 0.42 | 0.55 | 0.21 | 0.41 | 0.35 | 0.49 | 0.48 | 0.55 |
| SSV | 0.41 | -0.03 | 0.32 | 0.26 | 0.37 | 0.46 | 0.43 | 0.15 | -0.20 | 0.22 | 0.33 | 0.22 | 0.18 | 0.29 | 0.41 | 0.13 | 0.31 | 0.19 | 0.41 | 0.46 | 0.44 |
| SSF | 0.38 | -0.06 | 0.26 | 0.38 | 0.25 | 0.35 | 0.35 | 0.35 | -0.27 | 0.18 | 0.32 | 0.17 | 0.37 | 0.32 | 0.38 | 0.17 | 0.26 | 0.34 | 0.27 | 0.17 | 0.33 |
| Ssed | 0.69 | 0.14 | 0.58 | 0.69 | 0.74 | 0.80 | 0.76 | 0.42 | -0.75 | 0.15 | 0.45 | 0.60 | 0.31 | 0.49 | 0.69 | 0.71 | 0.60 | 0.67 | 0.72 | 0.82 | 0.77 |
| NTK | 0.47 | 0.02 | 0.35 | 0.54 | 0.71 | 0.70 | 0.57 | 0.40 | -0.68 | 0.06 | 0.40 | 0.61 | 0.20 | 0.35 | 0.46 | 0.56 | 0.36 | 0.50 | 0.68 | 0.76 | 0.59 |
| N-NH ₄ | 0.40 | 0.00 | 0.34 | 0.43 | 0.63 | 0.68 | 0.51 | 0.24 | -0.62 | 0.16 | 0.44 | 0.51 | 0.14 | 0.33 | 0.39 | 0.50 | 0.34 | 0.35 | 0.62 | 0.80 | 0.52 |
| P-PO ₄ _T | 0.42 | -0.16 | 0.15 | 0.28 | 0.46 | 0.49 | 0.46 | 0.39 | -0.37 | 0.00 | 0.30 | 0.35 | 0.16 | 0.29 | 0.41 | 0.17 | 0.16 | 0.23 | 0.48 | 0.52 | 0.47 |
| P-PO ₄ _D | 0.41 | -0.13 | 0.12 | 0.24 | 0.35 | 0.38 | 0.43 | 0.49 | -0.28 | -0.08 | 0.26 | 0.31 | 0.18 | 0.33 | 0.40 | 0.13 | 0.13 | 0.19 | 0.33 | 0.36 | 0.42 |
| DBO ₅ | 0.42 | 0.13 | 0.22 | 0.29 | 0.44 | 0.48 | 0.41 | 0.63 | -0.49 | 0.06 | 0.58 | 0.63 | 0.43 | 0.49 | 0.41 | 0.50 | 0.23 | 0.14 | 0.25 | 0.31 | 0.38 |
| DQO | 0.77 | 0.13 | 0.52 | 0.65 | 0.76 | 0.77 | 0.79 | 0.63 | -0.61 | 0.34 | 0.69 | 0.72 | 0.66 | 0.64 | 0.76 | 0.60 | 0.52 | 0.53 | 0.68 | 0.51 | 0.78 |
| CT | 0.78 | 0.14 | 0.58 | 0.64 | 0.81 | 0.81 | 0.74 | 0.73 | -0.66 | 0.40 | 0.80 | 0.79 | 0.71 | 0.66 | 0.77 | 0.63 | 0.57 | 0.47 | 0.70 | 0.52 | 0.71 |
| Cl | 0.59 | -0.03 | 0.54 | 0.57 | 0.77 | 0.79 | 0.63 | 0.32 | -0.55 | 0.47 | 0.59 | 0.61 | 0.46 | 0.45 | 0.59 | 0.42 | 0.53 | 0.47 | 0.76 | 0.68 | 0.64 |
| COT | 0.65 | 0.20 | 0.41 | 0.47 | 0.57 | 0.55 | 0.56 | 0.76 | -0.51 | 0.22 | 0.68 | 0.65 | 0.64 | 0.58 | 0.63 | 0.57 | 0.41 | 0.31 | 0.43 | 0.24 | 0.52 |
| | Al_T | Mn_T | Fe_T | Ni_T | Cu_T | Zn_T | Pb_T | Al_D | Mn_D | Fe_D | Ni_D | Cu_D | Zn_D | Pb_D | Al_P | Mn_P | Fe_P | Ni_P | Cu_P | Zn_P | Pb_P |
| Al_T | 1.00 | 0.17 | 0.79 | 0.80 | 0.79 | 0.85 | 0.90 | 0.59 | -0.61 | 0.53 | 0.72 | 0.67 | 0.70 | 0.67 | 1.00 | 0.62 | 0.79 | 0.70 | 0.76 | 0.58 | 0.89 |
| Mn_T | 0.17 | 1.00 | 0.25 | 0.26 | 0.05 | 0.12 | 0.05 | 0.08 | 0.19 | 0.09 | 0.16 | -0.06 | 0.12 | -0.13 | 0.17 | 0.62 | 0.25 | 0.25 | 0.11 | 0.07 | 0.08 |
| Fe_T | 0.79 | 0.25 | 1.00 | 0.76 | 0.78 | 0.76 | 0.76 | 0.34 | -0.50 | 0.69 | 0.68 | 0.58 | 0.65 | 0.49 | 0.80 | 0.59 | 1.00 | 0.67 | 0.80 | 0.50 | 0.77 |
| Ni_T | 0.80 | 0.26 | 0.76 | 1.00 | 0.74 | 0.79 | 0.78 | 0.49 | -0.58 | 0.47 | 0.66 | 0.57 | 0.51 | 0.50 | 0.80 | 0.66 | 0.76 | 0.96 | 0.75 | 0.65 | 0.79 |
| Cu_T | 0.79 | 0.05 | 0.78 | 0.74 | 1.00 | 0.88 | 0.86 | 0.52 | -0.73 | 0.50 | 0.73 | 0.87 | 0.63 | 0.64 | 0.79 | 0.63 | 0.78 | 0.62 | 0.94 | 0.68 | 0.86 |
| Zn_T | 0.85 | 0.12 | 0.76 | 0.79 | 0.88 | 1.00 | 0.85 | 0.54 | -0.70 | 0.52 | 0.74 | 0.72 | 0.66 | 0.60 | 0.84 | 0.66 | 0.76 | 0.68 | 0.87 | 0.81 | 0.85 |
| Pb_T | 0.90 | 0.05 | 0.76 | 0.78 | 0.86 | 0.85 | 1.00 | 0.48 | -0.69 | 0.48 | 0.68 | 0.74 | 0.58 | 0.76 | 0.90 | 0.59 | 0.77 | 0.68 | 0.83 | 0.68 | 0.99 |
| Al_D | 0.59 | 0.08 | 0.34 | 0.49 | 0.52 | 0.54 | 0.48 | 1.00 | -0.45 | 0.22 | 0.64 | 0.67 | 0.66 | 0.64 | 0.56 | 0.42 | 0.34 | 0.35 | 0.35 | 0.20 | 0.43 |
| Mn_D | -0.61 | 0.19 | -0.50 | -0.58 | -0.73 | -0.70 | -0.69 | -0.45 | 1.00 | -0.19 | -0.58 | -0.74 | -0.41 | -0.57 | -0.60 | -0.65 | -0.52 | -0.49 | -0.63 | -0.61 | -0.67 |
| Fe_D | 0.53 | 0.09 | 0.69 | 0.47 | 0.50 | 0.52 | 0.48 | 0.22 | -0.19 | 1.00 | 0.64 | 0.32 | 0.69 | 0.40 | 0.53 | 0.22 | 0.64 | 0.33 | 0.55 | 0.15 | 0.47 |
| Ni_D | 0.72 | 0.16 | 0.68 | 0.66 | 0.73 | 0.74 | 0.68 | 0.64 | -0.58 | 0.64 | 1.00 | 0.72 | 0.76 | 0.66 | 0.71 | 0.59 | 0.66 | 0.42 | 0.63 | 0.38 | 0.65 |
| Cu_D | 0.67 | -0.06 | 0.58 | 0.57 | 0.87 | 0.72 | 0.74 | 0.67 | -0.74 | 0.32 | 0.72 | 1.00 | 0.63 | 0.73 | 0.65 | 0.55 | 0.59 | 0.42 | 0.66 | 0.46 | 0.70 |
| Zn_D | 0.70 | 0.12 | 0.65 | 0.51 | 0.63 | 0.66 | 0.58 | 0.66 | -0.41 | 0.69 | 0.76 | 0.63 | 1.00 | 0.61 | 0.68 | 0.42 | 0.63 | 0.33 | 0.54 | 0.10 | 0.54 |
| Pb_D | 0.67 | -0.13 | 0.49 | 0.50 | 0.64 | 0.60 | 0.76 | 0.64 | -0.57 | 0.40 | 0.66 | 0.73 | 0.61 | 1.00 | 0.66 | 0.36 | 0.48 | 0.36 | 0.49 | 0.32 | 0.67 |
| Al_P | 1.00 | 0.17 | 0.80 | 0.80 | 0.79 | 0.84 | 0.90 | 0.56 | -0.60 | 0.53 | 0.71 | 0.65 | 0.68 | 0.66 | 1.00 | 0.62 | 0.80 | 0.70 | 0.77 | 0.59 | 0.89 |
| Mn_P | 0.62 | 0.62 | 0.59 | 0.66 | 0.63 | 0.66 | 0.59 | 0.42 | -0.65 | 0.22 | 0.59 | 0.55 | 0.42 | 0.36 | 0.62 | 1.00 | 0.61 | 0.58 | 0.59 | 0.54 | 0.60 |
| Fe_P | 0.79 | 0.25 | 1.00 | 0.76 | 0.78 | 0.76 | 0.77 | 0.34 | -0.52 | 0.64 | 0.66 | 0.59 | 0.63 | 0.48 | 0.80 | 0.61 | 1.00 | 0.68 | 0.80 | 0.51 | 0.78 |
| Ni_P | 0.70 | 0.25 | 0.67 | 0.96 | 0.62 | 0.68 | 0.68 | 0.35 | -0.49 | 0.33 | 0.42 | 0.42 | 0.33 | 0.36 | 0.70 | 0.58 | 0.68 | 1.00 | 0.67 | 0.64 | 0.71 |
| Cu_P | 0.76 | 0.11 | 0.80 | 0.75 | 0.94 | 0.87 | 0.83 | 0.35 | -0.63 | 0.55 | 0.63 | 0.66 | 0.54 | 0.49 | 0.77 | 0.59 | 0.80 | 0.67 | 1.00 | 0.73 | 0.85 |
| Zn_P | 0.58 | 0.07 | 0.50 | 0.65 | 0.68 | 0.81 | 0.68 | 0.20 | -0.61 | 0.15 | 0.38 | 0.46 | 0.10 | 0.32 | 0.59 | 0.54 | 0.51 | 0.64 | 0.73 | 1.00 | 0.71 |
| Pb_P | 0.89 | 0.08 | 0.77 | 0.79 | 0.86 | 0.85 | 0.99 | 0.43 | -0.67 | 0.47 | 0.65 | 0.70 | 0.54 | 0.67 | 0.89 | 0.60 | 0.78 | 0.71 | 0.85 | 0.71 | 1.00 |

Observando la matriz de correlación se concluye que existe cierta correlación entre los distintos metales (a excepción del manganeso). Los metales también correlacionan con los sólidos, los constituyentes nitrogenados y los componentes orgánicos.

A continuación se muestran, gráficamente, los resultados de las regresiones lineales simples, realizadas para el aluminio, hierro, níquel, cobre, plomo y zinc que son los de mayor interés para el estudio de la contaminación en tiempo de lluvia. Se han dividido en dos grupos para mostrar los resultados:

- Metales I: Al y Fe
- Metales II: Cu, Pb, Zn y Ni.

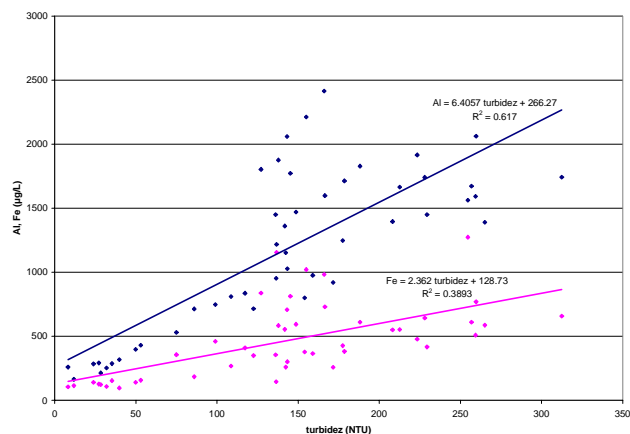


Figura 6-33. Relación entre la turbidez y los metales I en tiempo seco.

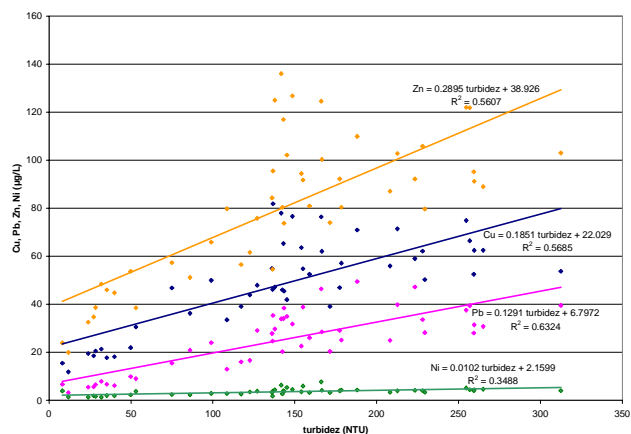


Figura 6-34. Relación entre la turbidez y los metales II en tiempo seco.

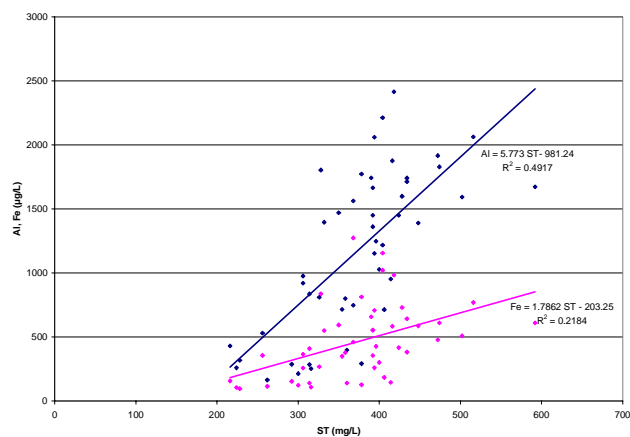


Figura 6-35. Relación entre sólidos totales y los metales I en tiempo seco.

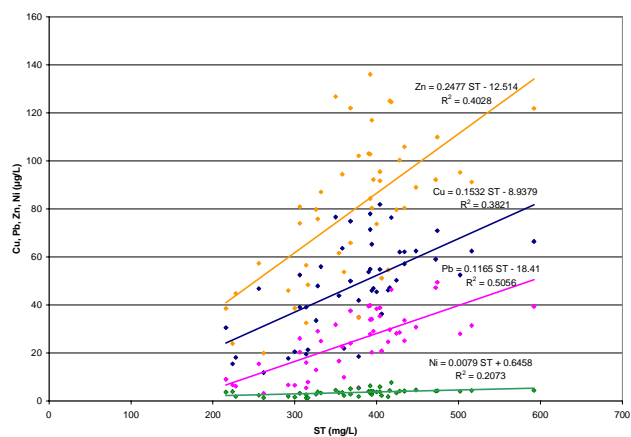


Figura 6-36. Relación entre sólidos totales y los metales II en tiempo seco.

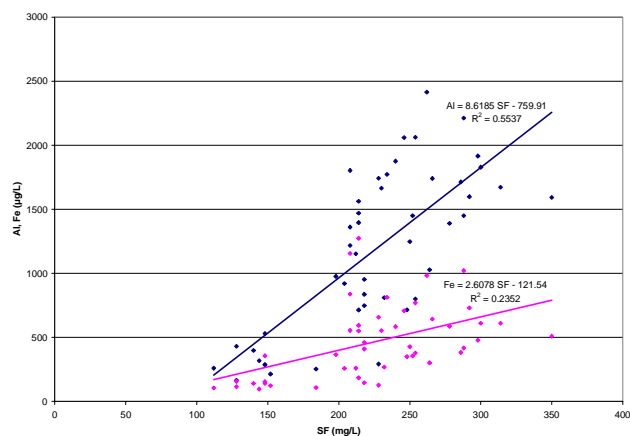


Figura 6-37. Relación entre sólidos fijos y los metales I en tiempo seco.

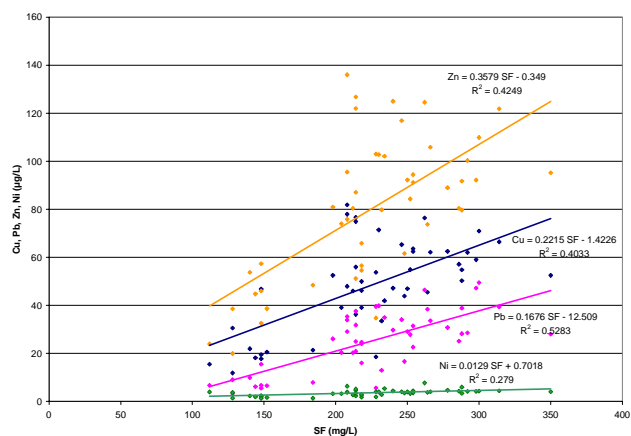


Figura 6-38. Relación entre sólidos fijos y los metales II en tiempo seco.

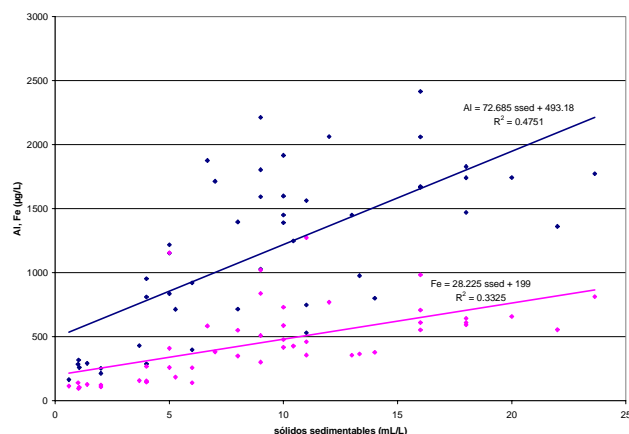


Figura 6-39. Relación entre sólidos sedimentables y los metales I en tiempo seco.

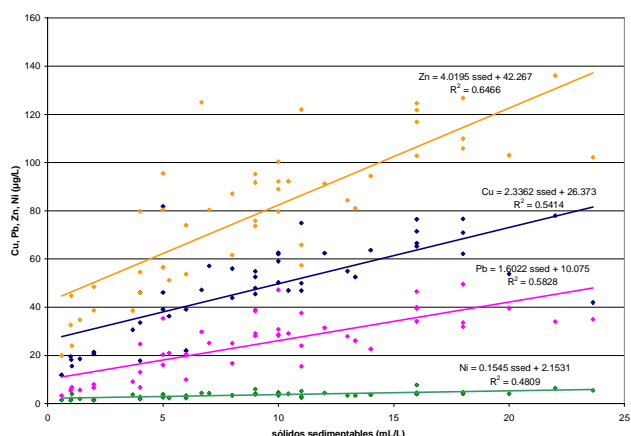


Figura 6-40. Relación entre sólidos sedimentables y los metales II en tiempo seco.

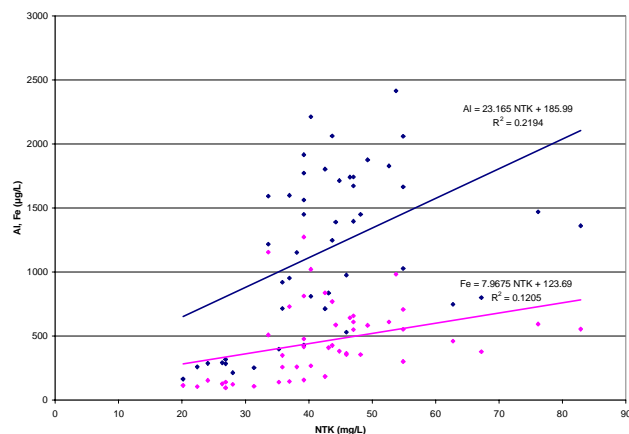


Figura 6-41. Relación entre NTK y los metales I en tiempo seco.

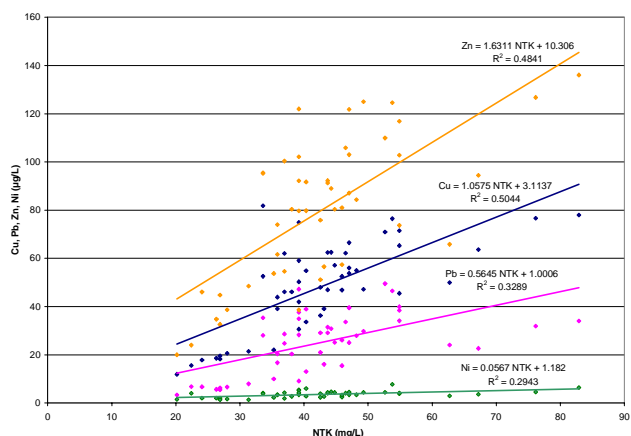


Figura 6-42. Relación entre NTK y los metales II en tiempo seco.

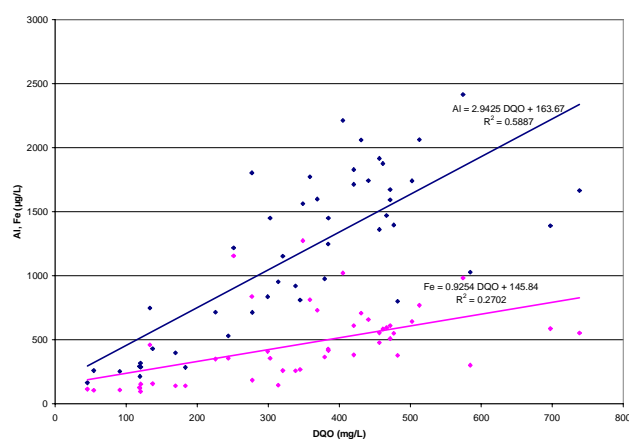


Figura 6-43. Relación entre DQO y los metales I en tiempo seco.

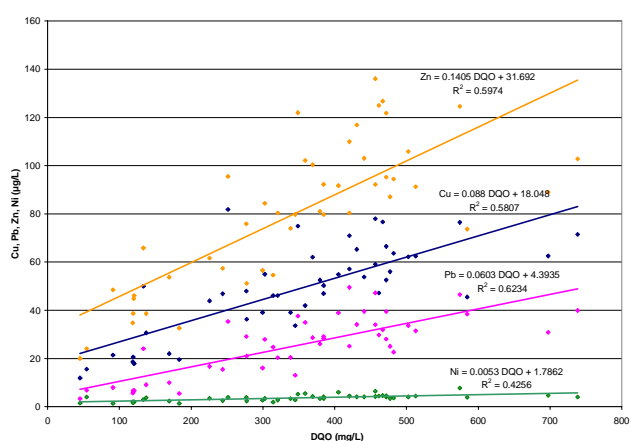


Figura 6-44. Relación entre DQO y los metales II en tiempo seco.

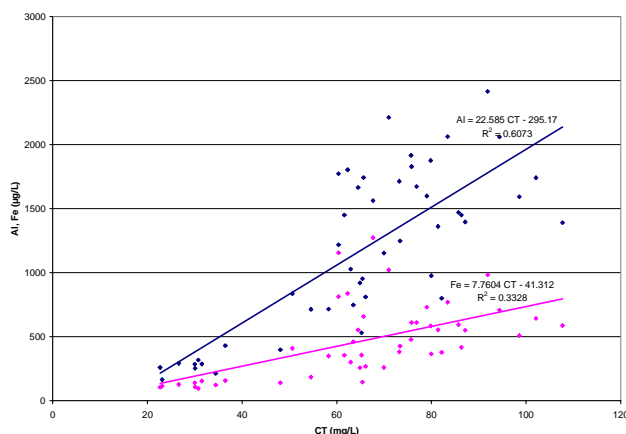


Figura 6-45. Relación entre carbono total y los metales I en tiempo seco.

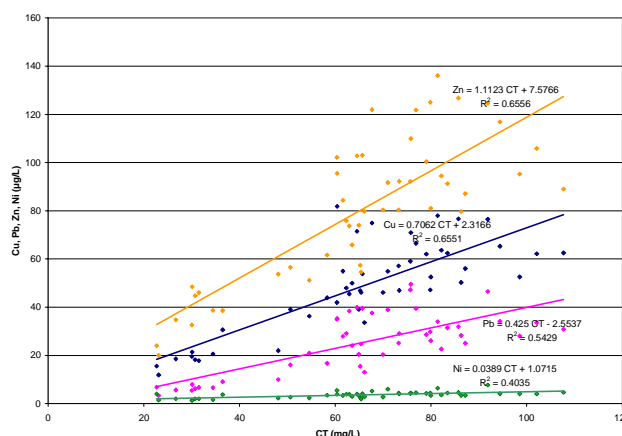


Figura 6-46. Relación entre carbono total y los metales II en tiempo seco.

De la matriz de correlación de metales en tiempo seco y las gráficas presentadas se pueden sacar las siguientes conclusiones:

- La conductividad está altamente correlacionada con el aluminio total ($R=0.78$), el cobre total ($R=0.83$), el zinc total ($R=0.86$) y el plomo total ($R=0.81$). También correlaciona con la fracción disuelta de níquel ($R=0.78$).
- La turbidez presenta correlación con el aluminio total ($R=0.79$), el cobre total ($R=0.75$), el zinc total ($R=0.75$) y el plomo total ($R=0.80$).
- Los sólidos correlacionan bien con los metales, en particular la fracción fija de los sólidos correlaciona con el aluminio total ($R=0.74$) y el plomo total ($R=0.73$).
- Los sólidos sedimentables están correlacionados con el cobre total ($R=0.74$), el zinc total ($R=0.80$) y el plomo total ($R=0.76$). Además las fracciones particuladas del zinc y del plomo presenta coeficientes de correlación con los sólidos sedimentables algo superiores (0.82 y 0.77, respectivamente). La fracción particulada del manganeso también correlaciona con los sólidos sedimentables ($R=0.71$), aunque su presencia es baja.
- Los constituyentes nitrogenados correlacionan con la fracción particulada del zinc: el NTK con un coeficiente de correlación de 0.76 y el nitrógeno amoniacal con un 0.80. El NTK también correlaciona con el cobre total (0.71).
- La DQO presenta correlación con el aluminio total ($R=0.77$), el cobre total ($R=0.76$), el zinc total ($R=0.77$) y el plomo total ($R=0.79$).
- El carbono total está correlacionado con el aluminio total ($R=0.78$), el cobre total ($R=0.81$), el zinc total ($R=0.81$) y el plomo total ($R=0.74$). También correlaciona con la fracción disuelta de níquel ($R=0.80$).

- Existen buenas correlaciones entre las fracciones totales de los distintos metales, a excepción del manganeso que no correlaciona con ninguno de los otros metales.
- Las fracciones particuladas de los metales analizados, incluido el manganeso, presentan buenas correlaciones entre ellas. Destaca la correlación del plomo particulado con el aluminio particulado ($R=0.89$) y con el cobre particulado ($R=0.85$).
- Las fracciones totales del aluminio, hierro y plomo correlacionan muy bien con sus fracciones particuladas ($R=1$, $R=1$, y $R=0.99$; respectivamente) cuestión que ya se había citado en apartados anteriores.
- El manganeso en fase disuelta presenta un comportamiento “anómalo”. Si se analizan los coeficientes de correlación se aprecia que tienen signo negativo, es decir, el manganeso disuelto disminuye cuando el resto de contaminantes aumenta. Este comportamiento deja claro su origen natural, ya comentado en apartados anteriores.

6.1.1.2. Tiempo de lluvia

El caudal máximo registrado aguas abajo de la cuenca de Cancelón durante los trece sucesos muestreados fue de 1340 L/s, lo que supone un valor de 58 veces el caudal medio de tiempo seco, y se dio en el suceso SUC_021008. El caudal máximo registrado aguas abajo de la cuenca de Cancelón durante el año que estuvo instrumentado el depósito fue de 2360 L/s (102 veces el caudal medio de tiempo seco). En la siguiente tabla se muestran los valores de caudal máximo, mínimo y medio durante los sucesos muestreados, y los valores de los cocientes entre el máximo y el medio, y el máximo y el caudal medio de tiempo seco.

Tabla 6-15. Resumen de caudales máximo, mínimo y medio durante los sucesos muestreados.

| | CAUDALES (L/s) | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------|----------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| MÁXIMO | 256.45 | 306.68 | 568.39 | 802.10 | 716.66 | 214.82 | 1340.31 | 360.38 | 496.40 | 453.39 | 990.56 | 324.23 | 482.30 |
| MÍNIMO | 32.77 | 46.17 | 52.13 | 31.75 | 30.58 | 110.39 | 66.84 | 74.43 | 96.83 | 76.00 | 133.68 | 93.88 | 147.29 |
| MEDIO | 100.03 | 147.70 | 237.88 | 225.45 | 211.94 | 142.37 | 328.34 | 143.86 | 192.91 | 159.27 | 496.99 | 157.18 | 307.59 |
| MÁXIMO/MEDIO | 2.56 | 2.08 | 2.39 | 3.56 | 3.38 | 1.51 | 4.08 | 2.51 | 2.57 | 2.85 | 1.99 | 2.06 | 1.57 |
| MÁXIMO/Q _{MTS} | 11.12 | 13.29 | 24.64 | 34.77 | 31.06 | 9.31 | 58.10 | 15.62 | 21.52 | 19.65 | 42.94 | 14.05 | 20.91 |

La representatividad de los valores mínimos que se presenta en la tabla anterior es relativa ya que se refiere al intervalo del suceso. La relación entre el caudal máximo y el caudal medio del suceso da una idea del apuntamiento del hidrograma.

El suceso que más volumen hizo pasar por la sección aguas abajo de la cuenca de Cancelón, durante el muestreo, fue el SUC_021102, con un valor de 2096 m³ en una hora y cinco minutos. Si se separa la fracción de volumen que pertenece a la escorrentía provocada por la lluvia del caudal de base de tiempo seco se observa que, en todos los sucesos, la fracción de escorrentía supera el 78%, llegando a alcanzar valores de hasta el 95%. Las diluciones medias varían entre 1:3.6 hasta 1:19.

Tabla 6-16. Resumen de volúmenes que pasan por la sección aguas abajo de la cuenca de Cancelón

| | VOLUMEN (m ³) | | | | | | | | | | | | |
|------------------|---------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| V TOTAL | 478.3 | 732.8 | 1333.1 | 1192.4 | 1436.5 | 952.8 | 1612.3 | 474.2 | 853.6 | 829.4 | 2096.1 | 1099.5 | 1857.7 |
| V ESCORRENTIA | 374.8 | 596.1 | 1223.9 | 1063.7 | 1224.8 | 765.0 | 1508.4 | 406.0 | 782.3 | 719.5 | 1991.6 | 949.8 | 1709.1 |
| V RESIDUAL | 103.4 | 136.7 | 109.2 | 128.7 | 211.7 | 187.9 | 103.8 | 68.2 | 71.3 | 110.0 | 104.6 | 149.7 | 148.6 |
| % V. ESCORRENTIA | 78.4 | 81.3 | 91.8 | 89.2 | 85.3 | 80.3 | 93.6 | 85.6 | 91.6 | 86.7 | 95.0 | 86.4 | 92.0 |

En cuanto a los valores de contaminación medidos se muestra, en primer lugar, una tabla con un resumen de los valores registrados por la sonda multiparamétrica.

Tabla 6-17. Resumen de los valores medidos por la sonda multiparamétrica durante los sucesos.

| | SMP | | | | | | |
|------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_030218 |
| Temperatura (°C) | | | | | | | |
| MÁXIMO | 13.94 | 14.67 | 15.00 | 17.27 | 17.61 | 18.90 | 13.94 |
| MÍNIMO | 10.69 | 12.12 | 12.85 | 15.27 | 14.78 | 18.07 | 10.69 |
| MEDIO | 12.11 | 13.51 | 13.92 | 15.95 | 15.62 | 18.46 | 12.11 |
| Conductividad (µS/cm) | | | | | | | |
| MÁXIMO | 267 | 657 | 1310 | 644 | 915 | 598 | 267 |
| MÍNIMO | 17 | 117 | 91 | 216 | 121 | 281 | 17 |
| MEDIO | 160 | 287 | 415 | 371 | 305 | 399 | 160 |
| pH | | | | | | | |
| MÁXIMO | 7.29 | 7.89 | 7.28 | 7.01 | 8.10 | 7.03 | 7.29 |
| MÍNIMO | 6.78 | 7.19 | 6.45 | 5.73 | 6.41 | 6.26 | 6.78 |
| MEDIO | 6.99 | 7.54 | 6.91 | 6.23 | 7.01 | 6.65 | 6.99 |

Del análisis de los registros de la sonda durante los sucesos se puede concluir que la temperatura, la conductividad y el pH disminuyen durante el suceso. La temperatura puede llegar a bajar hasta 4°C, el pH un par de unidades y la conductividad suele disminuir hasta valores en torno a los 200 µS/cm.

En las siguientes tablas se muestran los valores máximos de las concentraciones medidas en el laboratorio para todos los sucesos. Se han resaltado en negrita los valores máximos de estas concentraciones máximas.

Tabla 6-18. Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados.

| | CONCENTRACIONES MÁXIMAS (mg/L) | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|--------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| ST | 286 | 2044 | 998 | 516 | 916 | 1378 | 3464 | 466 | 508 | 728 | 456 | 744 | 790 |
| SV | 154 | 1312 | 594 | 292 | 550 | 880 | 1892 | 100 | 172 | 172 | 136 | 354 | 502 |
| SF | 158 | 732 | 404 | 224 | 366 | 552 | 1572 | 412 | 336 | 556 | 328 | 390 | 296 |
| SDT | 170 | 272 | 170 | 232 | 240 | 328 | 412 | 192 | 128 | 130 | 138 | 196 | 258 |
| SDV | 60 | 102 | 36 | 84 | 102 | 212 | 86 | 64 | 42 | 38 | 74 | 100 | 85 |
| SDF | 122 | 188 | 134 | 148 | 142 | 120 | 326 | 158 | 122 | 110 | 120 | 104 | 202 |
| SST | 190 | 1772 | 912 | 354 | 676 | 1172 | 3052 | 346 | 386 | 636 | 352 | 548 | 578 |
| SSV | 118 | 1210 | 576 | 240 | 452 | 756 | 1806 | 44 | 160 | 170 | 80 | 262 | 417 |
| SSF | 72 | 562 | 336 | 170 | 256 | 436 | 1246 | 322 | 260 | 466 | 272 | 286 | 224 |
| NTK | - | 50.4 | 30.2 | 28.0 | 57.1 | 67.2 | 103.0 | 22.4 | 20.7 | 23.5 | 14.6 | 31.4 | 70.6 |
| Nitrógeno amoniacal | 29.6 | 24.2 | 16.1 | 13.4 | 22.9 | 26.3 | 21.2 | 9.4 | 2.5 | 10.4 | 2.6 | 5.9 | 7.3 |
| Fósforo total | - | 12.9 | 15.1 | 4.8 | 18.8 | 16.0 | 24.4 | 5.9 | 5.7 | 5.0 | 2.2 | 11.4 | 7.6 |
| Fósforo disuelto | - | 5.5 | 1.3 | 1.2 | 1.9 | 2.5 | 4.0 | 0.6 | 0.7 | 0.5 | 1.3 | 0.9 | 1.3 |
| Carb. Total | - | 155.0 | 50.0 | - | - | - | 87.3 | - | - | - | - | - | 40.9 |
| Carb. Inorgánico | - | 40.4 | 32.6 | - | - | - | 39.2 | - | - | - | - | - | 16.0 |
| Carb. Orgánico | - | 131.0 | 19.3 | - | - | - | 74.9 | - | - | - | - | - | 24.9 |
| DBO ₅ | 80 | 410 | 235 | 159 | 293 | - | 760 | 69 | 85 | 52 | 63 | 190 | 255 |
| DQO total | 193 | 1319 | 467 | 329 | 684 | 860 | 2497 | 223 | 280 | 200 | 272 | 477 | 485 |
| DQO no sedimentable | 103 | 273 | 217 | 226 | 285 | 256 | 539 | 141 | 65 | 63 | 88 | 171 | 239 |
| DQO sedimentable | 137 | 1046 | 287 | 194 | 399 | 651 | 2370 | 102 | 215 | 137 | 212 | 324 | 283 |

Tabla 6-19. Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados.

| | CONCENTRACIONES MÁXIMAS (µg/L) | | | |
|---------------|--------------------------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_021008 | SUC_030218 |
| Al | 9508.00 | 8261.00 | 28450.00 | 8987.00 |
| Cr | 20.00 | 23.00 | 57.00 | 24.64 |
| Mn | 255.00 | 158.00 | 1923.00 | 292.70 |
| Fe | 9815.00 | 7096.00 | 33460.00 | 8824.00 |
| Ni | 22.00 | 20.60 | 76.00 | 20.02 |
| Cu | 395.00 | 217.00 | 784.00 | 111.21 |
| Zn | 355.00 | 478.00 | 1436.00 | 253.50 |
| As | 2.90 | 5.30 | 45.00 | 9.14 |
| Cd | 1.01 | 1.20 | 2.00 | 0.40 |
| Pb | 267.00 | 193.00 | 637.00 | 174.52 |
| Hg | 3.50 | 1.70 | 2.60 | 3.52 |
| Al (disuelto) | 85.00 | 78.40 | 79.00 | 58.17 |
| Cr (disuelto) | 0.00 | 1.18 | 1.90 | 0.34 |
| Mn (disuelto) | 61.00 | 77.00 | 592.00 | 161.40 |
| Fe (disuelto) | 101.00 | 297.00 | 568.00 | 223.90 |
| Ni (disuelto) | 2.70 | 3.00 | 5.20 | 2.96 |
| Cu (disuelto) | 38.00 | 23.00 | 17.00 | 12.31 |
| Zn (disuelto) | 134.00 | 74.00 | 223.00 | 72.97 |
| As (disuelto) | 2.90 | 3.39 | 6.40 | 2.56 |
| Cd (disuelto) | 0.09 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Pb (disuelto) | 7.20 | 4.20 | 5.09 | 1.60 |
| Hg (disuelto) | 0.62 | 0.41 | 0.16 | 0.07 |

De las tablas anteriores se puede concluir que los valores máximos de casi todos los contaminantes se producen en el suceso SUC_021008, lo que parece lógico, ya que es el suceso en el que el tiempo seco precedente es mayor (seis días) y, por lo tanto, hubo más tiempo para que se acumulasen los contaminantes en la superficie de la cuenca.

Los valores de ST y SST, con valores máximos de 3464 y 3052 mg/L, son, respectivamente, 8.7 y 24.7 veces superiores a la contaminación media de tiempo seco. Los valores de la DBO₅ y la DQO total, con valores máximos de 760 y 2497,

son 3.9 y 6.5 veces las concentraciones medias de tiempo seco, respectivamente. En cuanto a los metales, se llegan a alcanzar valores de concentraciones de Cu, Zn y Pb de 784, 1436 y 637 $\mu\text{g/L}$ respectivamente, lo que supone 14.5, 16.2 y 21.4 veces sus concentraciones medias de tiempo.

SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN

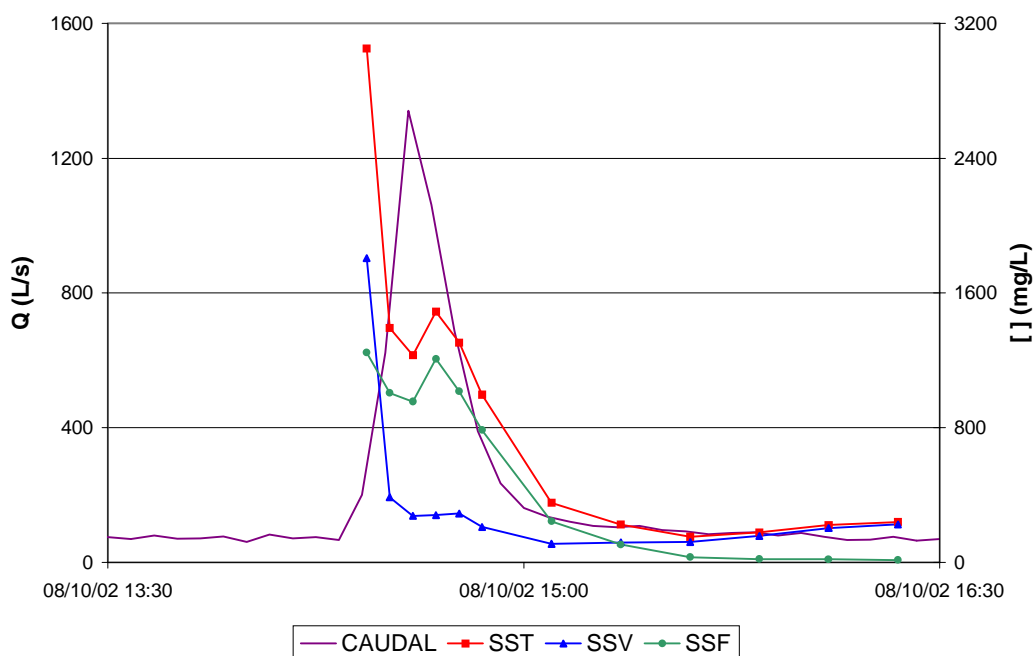


Figura 6-47. Polutogramas de sólidos en suspensión del suceso SUC_021008.

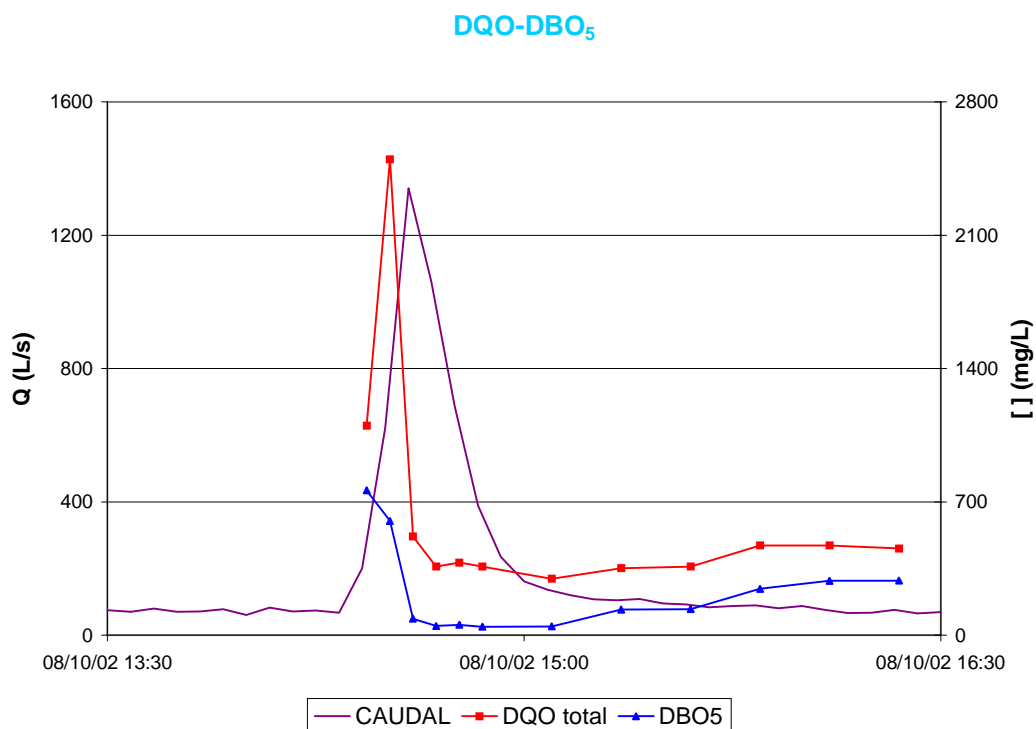


Figura 6-48. Polutogramas de demanda de oxígeno del suceso SUC_021008.

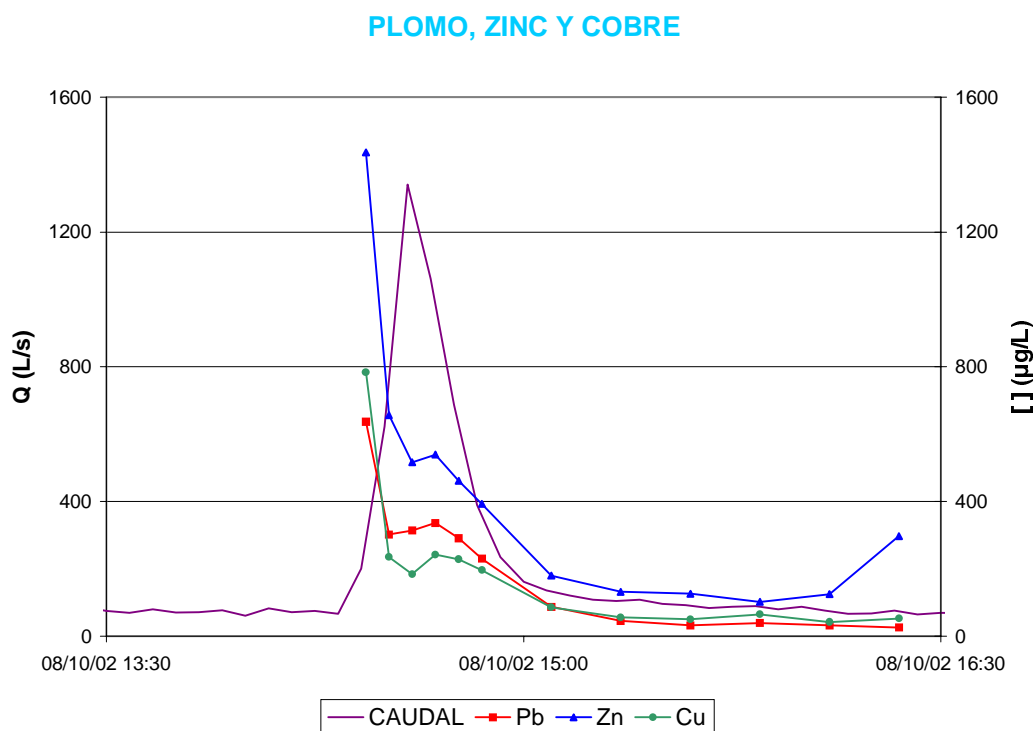


Figura 6-49. Polutogramas de metales del suceso SUC_021008.

En cuanto a la toxicidad de metales se puede comentar que se han registrado valores de concentraciones de aluminio, hierro y plomo que han superado los valores límite de la Tabla 1 de tratamiento de vertido del antiguo Reglamento del

Dominio Público Hidráulico, y concentraciones de plomo que han superado los valores límite de la Tabla 2. Aunque las fracciones disueltas de estos metales nunca han superado estos valores limitantes.

Si se comparan las concentraciones máximas de metales con los valores de los umbrales de concentración de metales que inhiben los procesos de fangos activos (tabla 3-13) se deduce que hay concentraciones de plomo, zinc y aluminio que podrían inhibir la eliminación de materia carbonosa y concentraciones de zinc y cobre que podrían inhibir la nitrificación.

En la tabla 6-20 se muestran una serie de relaciones entre las concentraciones máximas de contaminantes tradicionales de los trece sucesos muestreados. Hay que tener en cuenta que las concentraciones máximas de todos los contaminantes no tiene por que coincidir en el mismo momento; sin embargo suelen producirse al principio del suceso cuando se moviliza la mayor parte de la masa contaminante.

Tabla 6-20. Relaciones de interés entre concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados.

| | CONCENTRACIONES MÁXIMAS | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|-------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | TIEMPO SECO | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| DQO total/DBO ₅ | 1.95 | 2.43 | 3.22 | 1.98 | 2.07 | 2.34 | - | 3.29 | 3.25 | 3.29 | 3.85 | 4.31 | 2.51 | 1.90 |
| Nitrógeno amoniacal/NTK | 0.55 | - | 0.48 | 0.53 | 0.48 | 0.40 | 0.39 | 0.21 | 0.42 | 0.12 | 0.44 | 0.18 | 0.19 | 0.10 |
| %DQO sedimentable/DQO total | 38% | 71% | 79% | 61% | 59% | 58% | 76% | 95% | 46% | 77% | 69% | 78% | 68% | 58% |
| %SSV/SST | 49% | 62% | 68% | 63% | 68% | 67% | 65% | 59% | 13% | 41% | 27% | 23% | 48% | 72% |

Si se comparan estos valores con los valores de estas mismas relaciones para tiempo seco se observa que:

- Las aguas residuales de tiempo de lluvia son menos biodegradables que las de tiempo seco. Se llega a valores de la relación DQO/DBO₅ de 4.3.
- La proporción de nitrógeno amoniacal disminuye en todos los sucesos si se compara con el valor en tiempo seco. Los valores del cociente nitrógeno amoniacal/NTK en tiempo de lluvia oscilan entre 0.1 y 0.53.
- En las aguas residuales de tiempo de lluvia aumenta el porcentaje de DQO sedimentable de forma muy significativa. En algunos casos llega a suponer el 95% de la DQO.
- El porcentaje de SSV varía mucho de unos sucesos a otros, aunque en la mayor parte de los casos es mayor que el porcentaje de SSV de tiempo seco. Generalmente aumenta el porcentaje de SSV al aumentar el tiempo seco precedente. Esto puede deberse a que al aumentar el tiempo seco precedente aumentan los sedimentos de origen orgánico en la red que serán, después, resuspendidos por el suceso.

Ya se ha comentado que uno de los parámetros más importantes a la hora de realizar la caracterización de un suceso es la concentración media de suceso, cuyos valores para cada contaminante y para los trece sucesos se muestran en las siguientes tablas:

Tabla 6-21. Concentraciones medias de suceso de los contaminantes tradicionales.

| | CMS (mg/L) | | | | | | | | | | | | | MEDIA |
|---------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 | |
| ST | 216 | 675 | 513 | 274 | 395 | 471 | 1441 | 296 | 313 | 253 | 265 | 265 | 371 | 442 |
| SV | 102 | 394 | 238 | 107 | 183 | 261 | 389 | 77 | 94 | 109 | 80 | 120 | 191 | 180 |
| SF | 114 | 281 | 275 | 167 | 211 | 211 | 1052 | 218 | 219 | 144 | 184 | 146 | 181 | 262 |
| SDT | 104 | 136 | 86 | 74 | 108 | 200 | 194 | 130 | 86 | 69 | 79 | 104 | 120 | 115 |
| SDV | 37 | 31 | 14 | 34 | 62 | 119 | 48 | 45 | 24 | 8 | 22 | 49 | 52 | 42 |
| SDF | 68 | 105 | 72 | 40 | 46 | 81 | 146 | 85 | 61 | 61 | 57 | 55 | 69 | 73 |
| SST | 112 | 539 | 427 | 200 | 286 | 271 | 1248 | 166 | 227 | 184 | 186 | 161 | 251 | 328 |
| SSV | 66 | 363 | 224 | 73 | 121 | 142 | 342 | 32 | 70 | 101 | 58 | 70 | 139 | 139 |
| SSF | 46 | 176 | 202 | 128 | 165 | 130 | 906 | 134 | 157 | 83 | 127 | 91 | 112 | 189 |
| NTK | - | 37.1 | 16.9 | 14.2 | 31.2 | 37.2 | 28.0 | 17.5 | 12.0 | 14.5 | 11.2 | 22.1 | 30.9 | 22.7 |
| Nitrógeno amoniacal | 4.1 | 4.3 | 1.9 | 1.3 | 3.5 | 9.0 | 1.3 | 2.6 | 0.7 | 1.8 | 0.5 | 2.9 | 1.9 | 2.7 |
| Fósforo total | - | 5.9 | 7.3 | 1.9 | 6.9 | 7.5 | 9.9 | 3.7 | 2.8 | 2.4 | 0.9 | 3.3 | 2.3 | 4.6 |
| Fósforo disuelto | - | 2.7 | 0.1 | 0.5 | 0.8 | 1.4 | 1.7 | 0.5 | 0.6 | 0.4 | 0.8 | 0.6 | 0.6 | 0.9 |
| Carb. Total | - | 40.7 | 22.5 | - | - | - | 65.2 | - | - | - | - | - | 24.2 | 38.1 |
| Carb. Inorgánico | - | 18.1 | 14.0 | - | - | - | 16.7 | - | - | - | - | - | 8.0 | 14.2 |
| Carb. Orgánico | - | 22.5 | 8.5 | - | - | - | 48.5 | - | - | - | - | - | 16.1 | 23.9 |
| DBO ₅ | 46 | 150 | 73 | 44 | 80 | - | 176 | 36 | 36 | 19 | 27 | 56 | 73 | 68 |
| DQO total | 109 | 435 | 233 | 126 | 195 | 316 | 733 | 101 | 110 | 88 | 136 | 141 | 191 | 224 |
| DQO no sedimentable | 55 | 105 | 70 | 89 | 91 | 112 | 87 | 73 | 29 | 33 | 32 | 71 | 83 | 72 |
| DQO sedimentable | 54 | 330 | 163 | 38 | 103 | 203 | 645 | 28 | 81 | 55 | 104 | 71 | 108 | 153 |

Tabla 6-22. Concentraciones medias de suceso de los metales.

| | CMS (µg/L) | | | | MEDIA |
|---------------|------------|------------|------------|------------|---------|
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_021008 | SUC_030218 | |
| Al | 4052.45 | 5192.35 | 20307.23 | 5997.89 | 8887.48 |
| Cr | 3.09 | 12.81 | 27.69 | 16.27 | 14.96 |
| Mn | 110.85 | 129.20 | 811.52 | 186.86 | 309.61 |
| Fe | 3836.58 | 4973.16 | 24444.94 | 5492.31 | 9686.75 |
| Ni | 9.85 | 11.28 | 37.99 | 11.94 | 17.76 |
| Cu | 143.90 | 104.39 | 223.86 | 56.74 | 132.22 |
| Zn | 150.22 | 158.98 | 517.38 | 126.60 | 238.29 |
| As | 2.26 | 2.68 | 29.19 | 6.79 | 10.23 |
| Cd | 0.37 | 0.31 | 0.76 | 0.15 | 0.40 |
| Pb | 89.62 | 74.15 | 287.12 | 73.15 | 131.01 |
| Hg | 0.98 | 0.65 | 1.13 | 0.76 | 0.88 |
| Al (disuelto) | 63.39 | 29.83 | 46.15 | 35.78 | 43.79 |
| Cr (disuelto) | 0.00 | 0.17 | 0.52 | 0.01 | 0.17 |
| Mn (disuelto) | 35.96 | 47.54 | 285.69 | 71.31 | 110.12 |
| Fe (disuelto) | 51.19 | 55.96 | 117.82 | 61.98 | 71.74 |
| Ni (disuelto) | 0.22 | 1.09 | 2.38 | 1.32 | 1.25 |
| Cu (disuelto) | 24.65 | 8.26 | 4.70 | 6.70 | 11.08 |
| Zn (disuelto) | 72.05 | 24.62 | 25.33 | 36.74 | 39.69 |
| As (disuelto) | 2.26 | 1.85 | 5.23 | 1.96 | 2.83 |
| Cd (disuelto) | 0.03 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.01 |
| Pb (disuelto) | 3.21 | 0.84 | 1.27 | 0.74 | 1.52 |
| Hg (disuelto) | 0.26 | 0.12 | 0.11 | 0.02 | 0.13 |

De los resultados presentados en las tablas se puede sacar las siguientes conclusiones, si se comparan con las concentraciones medias de tiempo seco:

- Hay contaminantes que, durante los sucesos, tienen concentraciones medias superiores a la concentración media de tiempo seco. Ejemplos serían los SST y los metales en general. Los SST llegan a multiplicar su concentración media de tiempo seco por 10 y metales como el aluminio y el hierro alcanzan valores de 13 y 38 veces la concentración media de tiempo seco.

- Hay contaminantes que, durante los sucesos, tienen concentraciones medias inferiores a la concentración media de tiempo seco. El ejemplo más llamativo es el nitrógeno amoniacal, cuya concentración media de suceso máxima no supone ni el 36% de la concentración media de tiempo seco.

En la siguiente tabla se muestran una serie de relaciones entre las CMS de contaminantes tradicionales de los trece sucesos muestreados.

Tabla 6-23. Relaciones de interés entre CMS de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados.

| | CMS | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | TIEMPO SECO | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| DQO total/DBO ₅ | 1.95 | 2.39 | 2.91 | 3.17 | 2.89 | 2.44 | - | 4.16 | 2.82 | 3.04 | 4.73 | 5.10 | 2.54 | 2.64 |
| Nitrógeno amoniacal/NTK | 0.55 | - | 0.12 | 0.11 | 0.09 | 0.11 | 0.24 | 0.04 | 0.15 | 0.06 | 0.12 | 0.05 | 0.13 | 0.06 |
| %DQO sedimentable/DQO total | 38% | 49% | 76% | 70% | 30% | 53% | 64% | 88% | 28% | 74% | 63% | 76% | 50% | 56% |
| %SSV/SST | 49% | 59% | 67% | 53% | 36% | 42% | 52% | 27% | 19% | 31% | 55% | 31% | 44% | 55% |

Se repiten las tendencias ya comentadas: las aguas residuales de tiempo de lluvia son menos biodegradables, la proporción de nitrógeno amoniacal es muchísimo menor, aumenta el porcentaje de DQO sedimentable y la proporción de sólidos en suspensión volátiles varía según el tiempo seco precedente.

Para dar una idea de si existe primer lavado en los sucesos se muestran, en las siguientes tablas, los valores del coeficiente “a” obtenidos para cada contaminante en los trece sucesos muestreados. Se suele asumir que hay primer lavado si el valor del coeficiente “a” es menor que la unidad; cuanto más pequeño es este coeficiente más marcado es el primer lavado.

Tabla 6-24. Coeficientes “a” del análisis de movilización de masas para los contaminantes tradicionales.

| | COEFICIENTES “a” | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 | MEDIA |
| ST | 0.95 | 0.42 | 0.72 | 0.77 | 0.74 | 0.54 | 0.72 | 1.05 | 0.89 | 0.63 | 0.83 | 0.50 | 0.60 | 0.72 |
| SV | 0.81 | 0.37 | 0.63 | 0.63 | 0.65 | 0.47 | 0.53 | 0.89 | 0.78 | 0.76 | 0.75 | 0.43 | 0.51 | 0.63 |
| SF | 1.11 | 0.51 | 0.82 | 0.88 | 0.84 | 0.63 | 0.79 | 1.11 | 0.94 | 0.54 | 0.86 | 0.57 | 0.72 | 0.79 |
| SDT | 1.40 | 0.73 | 0.93 | 1.15 | 0.86 | 1.05 | 0.83 | 1.16 | 0.76 | 1.17 | 0.78 | 0.75 | 0.71 | 0.94 |
| SDV | 1.15 | 0.49 | 0.88 | 1.14 | 0.91 | 0.96 | 0.90 | 0.86 | 1.48 | 2.89 | 0.49 | 0.56 | 0.81 | 1.04 |
| SDF | 1.56 | 0.82 | 0.94 | 1.16 | 0.79 | 1.21 | 0.81 | 1.36 | 0.59 | 1.05 | 0.96 | 1.01 | 0.65 | 0.99 |
| SST | 0.67 | 0.37 | 0.69 | 0.68 | 0.70 | 0.34 | 0.70 | 0.97 | 0.94 | 0.51 | 0.85 | 0.38 | 0.55 | 0.64 |
| SSV | 0.67 | 0.36 | 0.61 | 0.49 | 0.55 | 0.26 | 0.50 | 0.94 | 0.63 | 0.70 | 0.91 | 0.35 | 0.43 | 0.57 |
| SSF | 0.68 | 0.38 | 0.79 | 0.82 | 0.85 | 0.44 | 0.79 | 0.98 | 1.13 | 0.32 | 0.83 | 0.41 | 0.76 | 0.71 |
| NTK | - | 1.03 | 0.76 | 1.01 | 0.78 | 0.88 | 0.64 | 0.96 | 0.72 | 0.86 | 0.87 | 0.88 | 0.69 | 0.84 |
| Nitrógeno amoniacal | 2.57 | 0.70 | 0.81 | 1.30 | 0.66 | 1.07 | 0.59 | 1.18 | 1.06 | 1.63 | 0.93 | 1.04 | 0.76 | 1.10 |
| Fósforo total | - | 0.59 | 0.71 | 0.88 | 0.74 | 0.70 | 0.83 | 0.75 | 0.62 | 0.66 | 0.81 | 0.36 | 0.56 | 0.69 |
| Fósforo disuelto | - | 0.86 | 0.26 | 1.08 | 0.87 | 1.00 | 0.70 | 1.05 | 0.91 | 0.95 | 1.03 | 0.85 | 0.59 | 0.85 |
| Carb. Total | - | 0.53 | 0.72 | - | - | - | 0.92 | - | - | - | - | - | 0.80 | 0.74 |
| Carb. Inorgánico | - | 0.88 | 0.80 | - | - | - | 0.70 | - | - | - | - | - | 0.73 | 0.78 |
| Carb. Orgánico | - | 0.34 | 0.62 | - | - | - | 1.00 | - | - | - | - | - | 0.84 | 0.70 |
| DBO ₅ | 0.73 | 0.40 | 0.52 | 0.75 | 0.66 | - | 0.34 | 0.62 | 0.58 | 0.34 | 0.66 | 0.38 | 0.45 | 0.54 |
| DQO total | 0.71 | 0.39 | 0.63 | 0.69 | 0.64 | 0.56 | 0.48 | 0.56 | 0.62 | 0.51 | 0.70 | 0.36 | 0.53 | 0.57 |
| DQO no sedimentable | 1.06 | 0.51 | 0.61 | 0.93 | 0.64 | 0.76 | 0.46 | 0.64 | 0.66 | 0.69 | 0.64 | 0.61 | 0.59 | 0.68 |
| DQO sedimentable | 0.46 | 0.35 | 0.65 | 0.37 | 0.64 | 0.48 | 0.48 | 0.39 | 0.61 | 0.42 | 0.72 | 0.19 | 0.50 | 0.48 |

Tabla 6-25. Coeficientes “a” del análisis de movilización de masas para los metales.

| | COEFICIENTES “a” | | | | |
|---------------|------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_021008 | SUC_030218 | MEDIA |
| Al | 0.51 | 0.82 | 0.93 | 0.78 | 0.76 |
| Cr | 0.10 | 0.84 | 0.75 | 0.89 | 0.64 |
| Mn | 0.59 | 0.93 | 1.04 | 0.78 | 0.83 |
| Fe | 0.51 | 0.85 | 0.91 | 0.77 | 0.76 |
| Ni | 0.56 | 0.78 | 0.77 | 0.67 | 0.70 |
| Cu | 0.46 | 0.70 | 0.66 | 0.62 | 0.61 |
| Zn | 0.55 | 0.63 | 0.65 | 0.60 | 0.61 |
| As | 1.01 | 1.19 | 0.87 | 0.94 | 1.00 |
| Cd | 0.55 | 0.85 | 0.72 | 0.61 | 0.68 |
| Pb | 0.43 | 0.64 | 0.71 | 0.58 | 0.59 |
| Hg | 0.35 | 1.24 | 0.80 | 0.84 | 0.81 |
| Al (disuelto) | 1.17 | 1.34 | 1.41 | 1.14 | 1.27 |
| Cr (disuelto) | - | 2.81 | 2.23 | 0.00 | 1.68 |
| Mn (disuelto) | 0.75 | 0.83 | 1.04 | 0.69 | 0.83 |
| Fe (disuelto) | 0.70 | 0.37 | 0.45 | 0.34 | 0.47 |
| Ni (disuelto) | 0.00 | 0.93 | 0.91 | 0.75 | 0.65 |
| Cu (disuelto) | 1.12 | 1.45 | 1.08 | 1.08 | 1.18 |
| Zn (disuelto) | 1.33 | 1.81 | 0.97 | 1.03 | 1.29 |
| As (disuelto) | 1.01 | 1.09 | 1.12 | 1.07 | 1.07 |
| Cd (disuelto) | 1.85 | - | - | 0.34 | 1.09 |
| Pb (disuelto) | 0.89 | 1.12 | 0.76 | 0.74 | 0.88 |
| Hg (disuelto) | 0.77 | 1.28 | 1.02 | 4.17 | 1.81 |

Observando los resultados obtenidos se puede concluir que hay un cierto primer lavado en los SST, sobre todo en la fracción volátil, en la DBO₅, en la DQO, sobretudo en la DQO sedimentable, y en las fracciones particuladas de los metales. A continuación, se muestran los gráficos con las curvas de movilización de masa de todos los sucesos, agrupados por contaminantes.

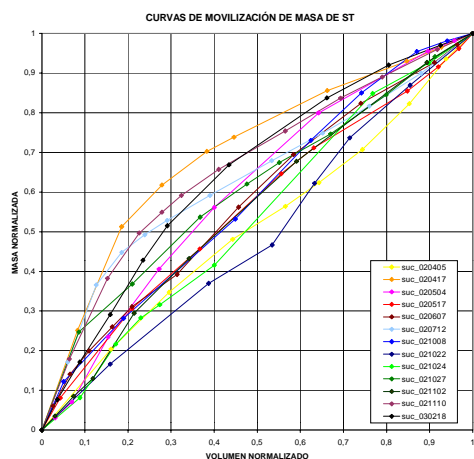


Figura 6-50. Curva de movilización de masa de ST.

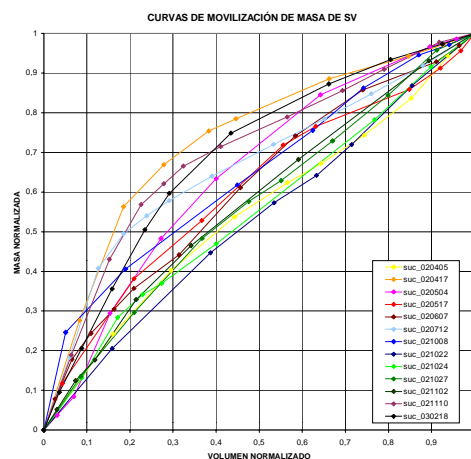


Figura 6-51. Curva de movilización de masa de SV.

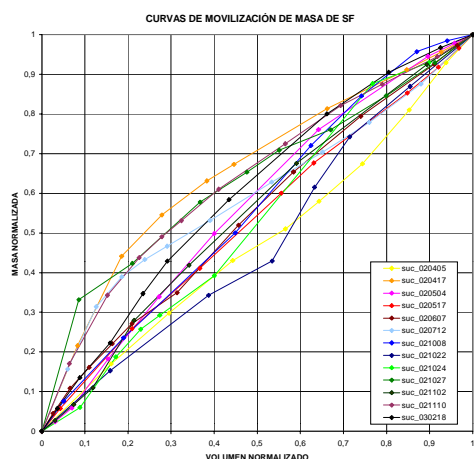


Figura 6-52. Curva de movilización de masa de SF.

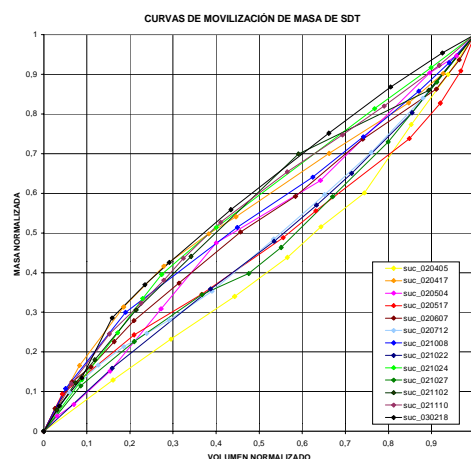


Figura 6-53. Curva de movilización de masa de SDT.

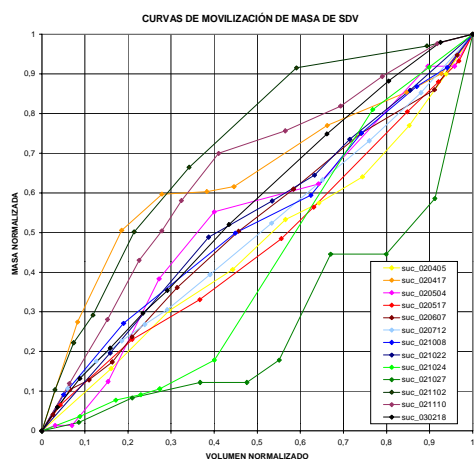


Figura 6-54. Curva de movilización de masa de SDV.

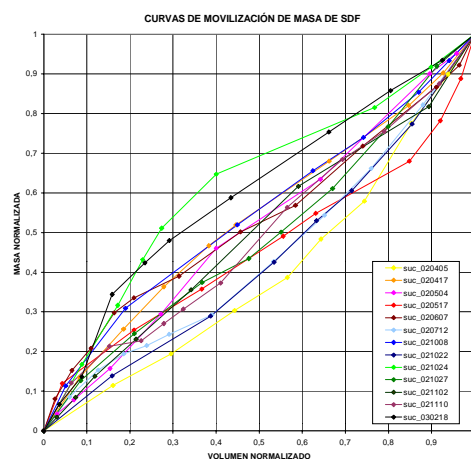


Figura 6-55. Curva de movilización de masa de SDF.

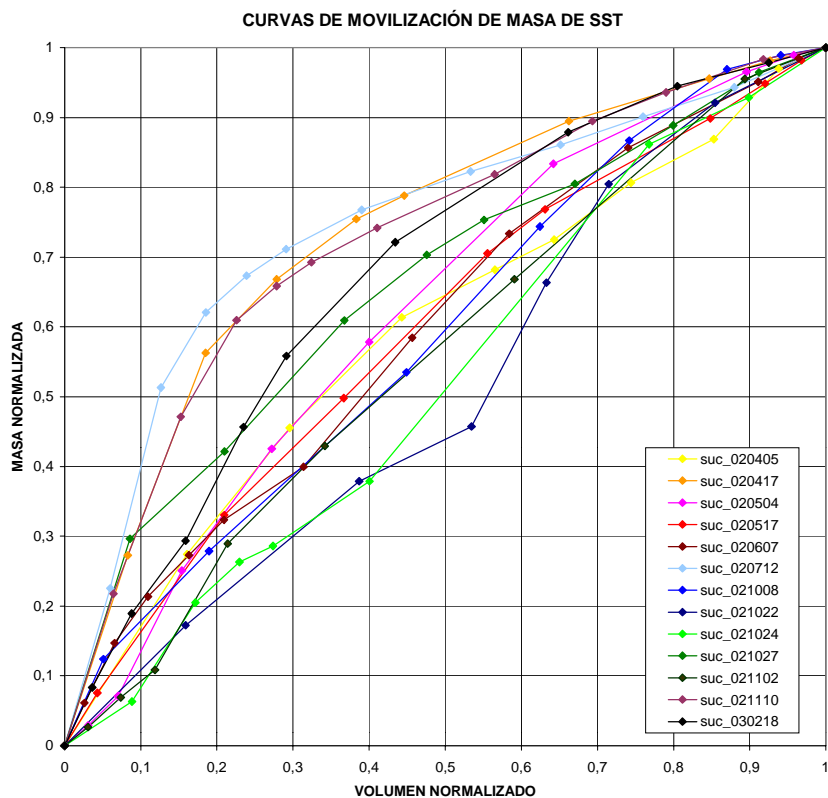


Figura 6-56. Curva de movilización de masa de SST.

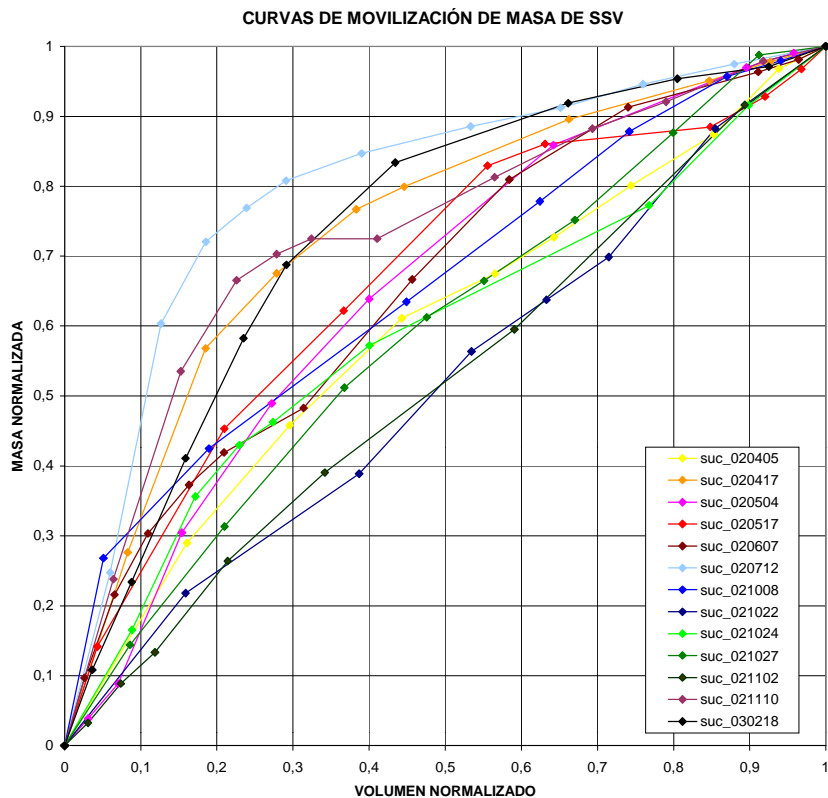
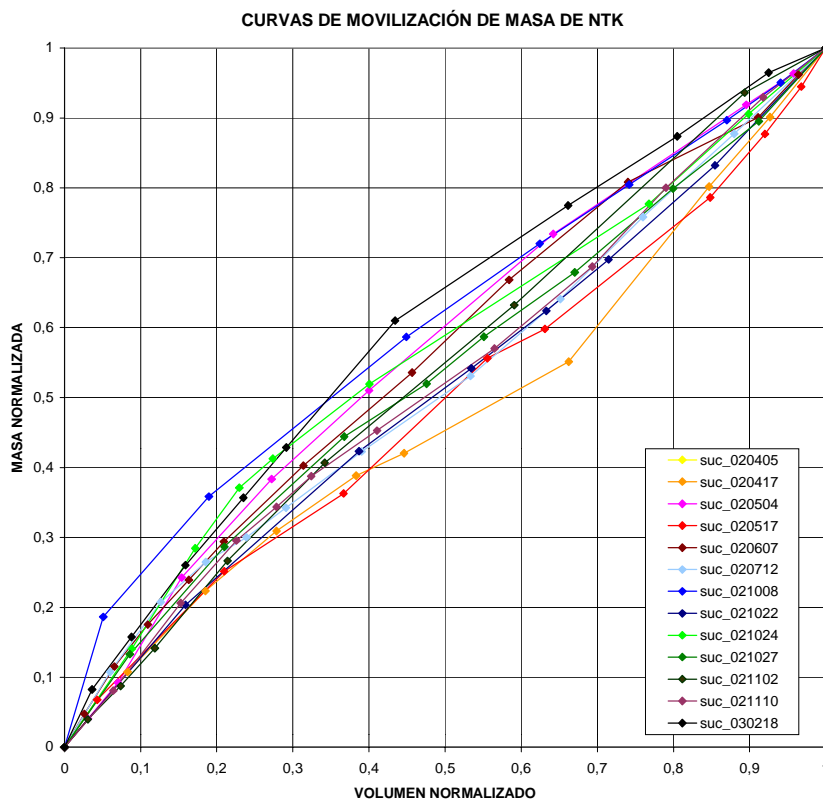
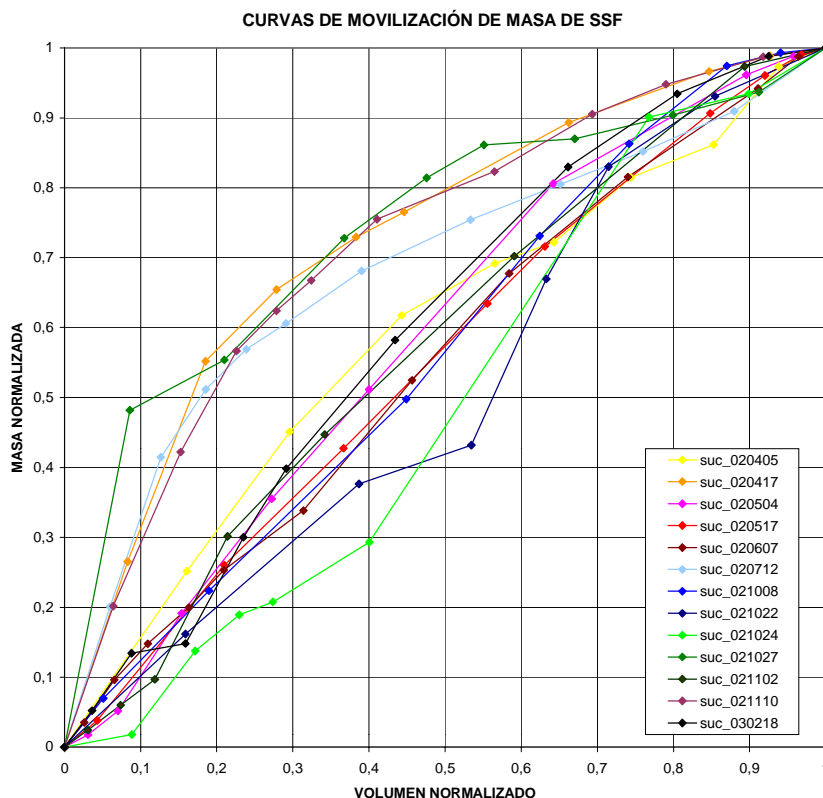


Figura 6-57. Curva de movilización de masa de SSV.



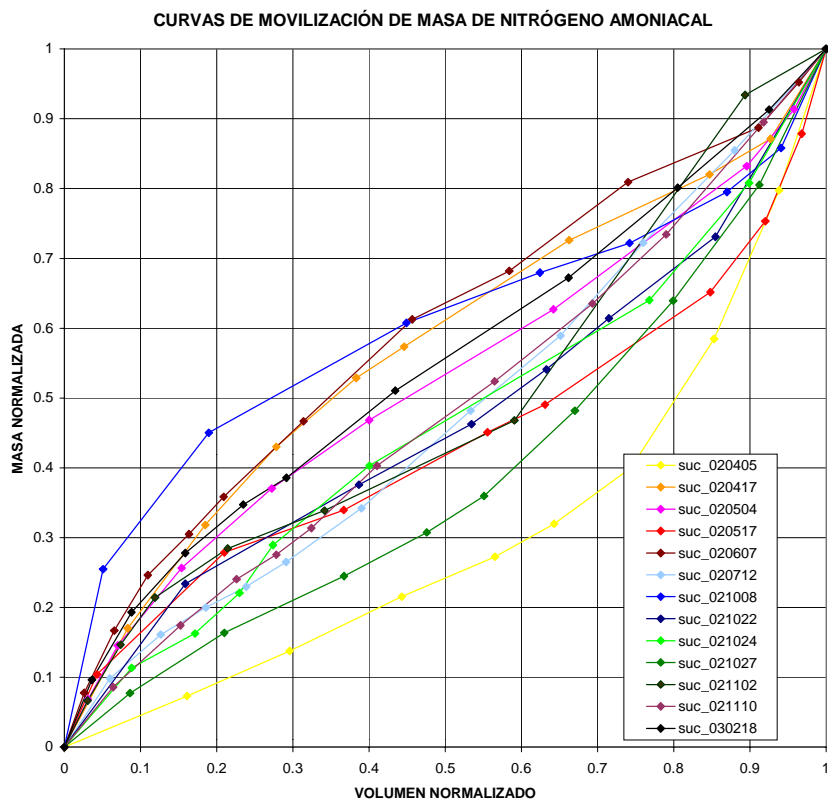


Figura 6-60. Curva de movilización de masa de nitrógeno amoniacal.

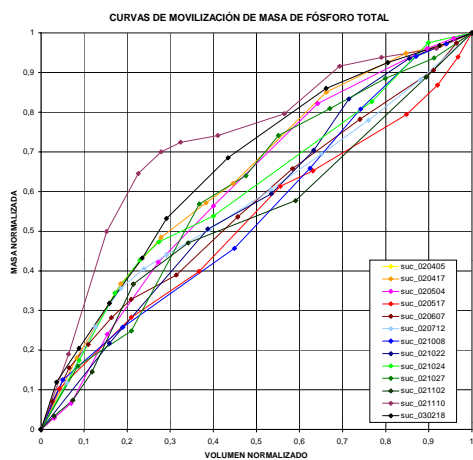


Figura 6-61. Curva de movilización de masa de fósforo total.

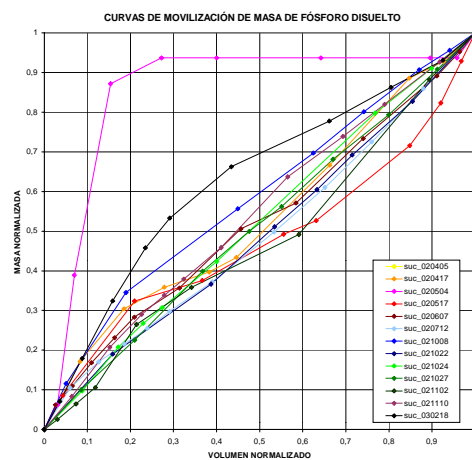


Figura 6-62. Curva de movilización de masa de fósforo disuelto.

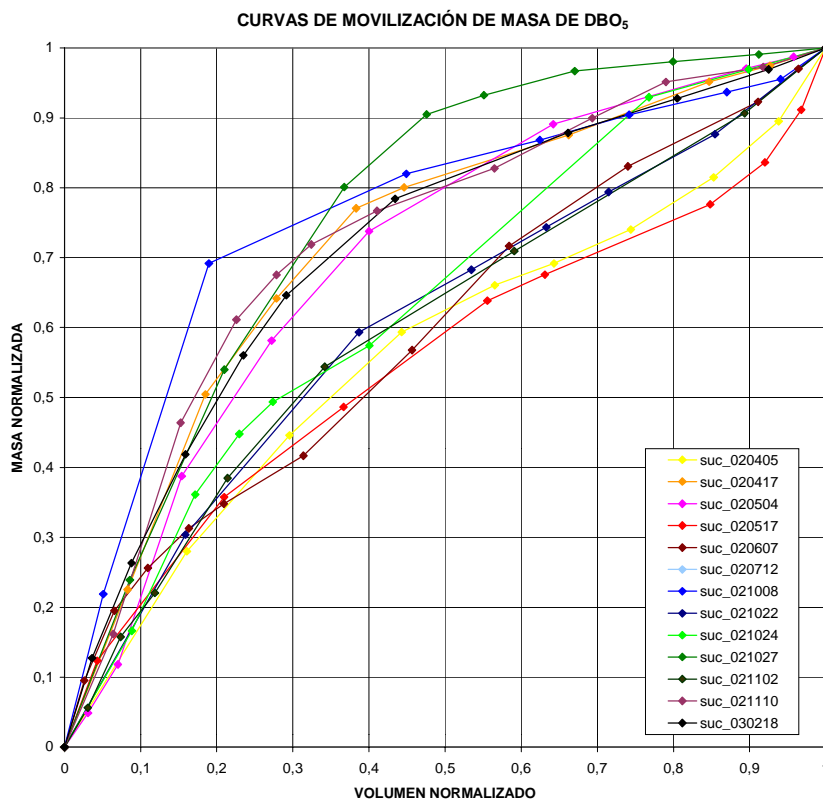


Figura 6-63. Curva de movilización de masa de DBO₅.

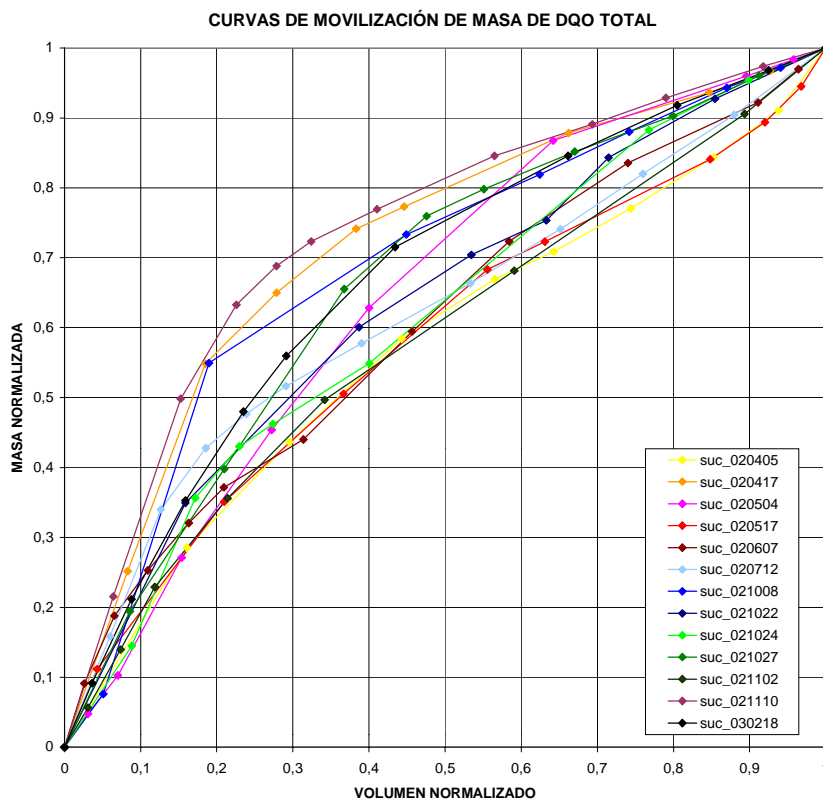


Figura 6-64. Curva de movilización de masa de DQO total.

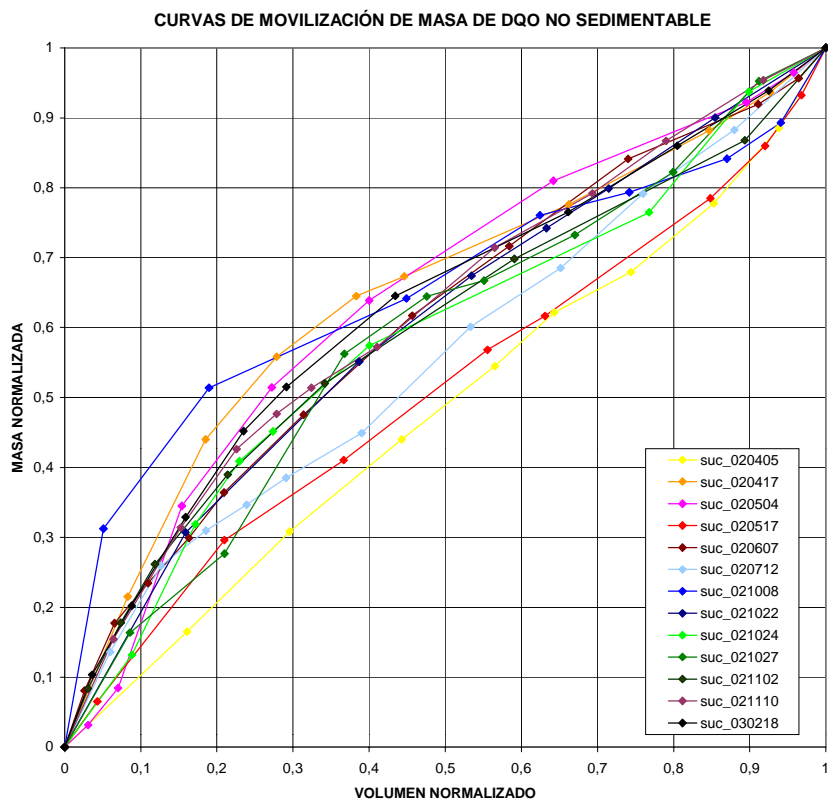


Figura 6-65. Curva de movilización de masa de DQO no sedimentable.

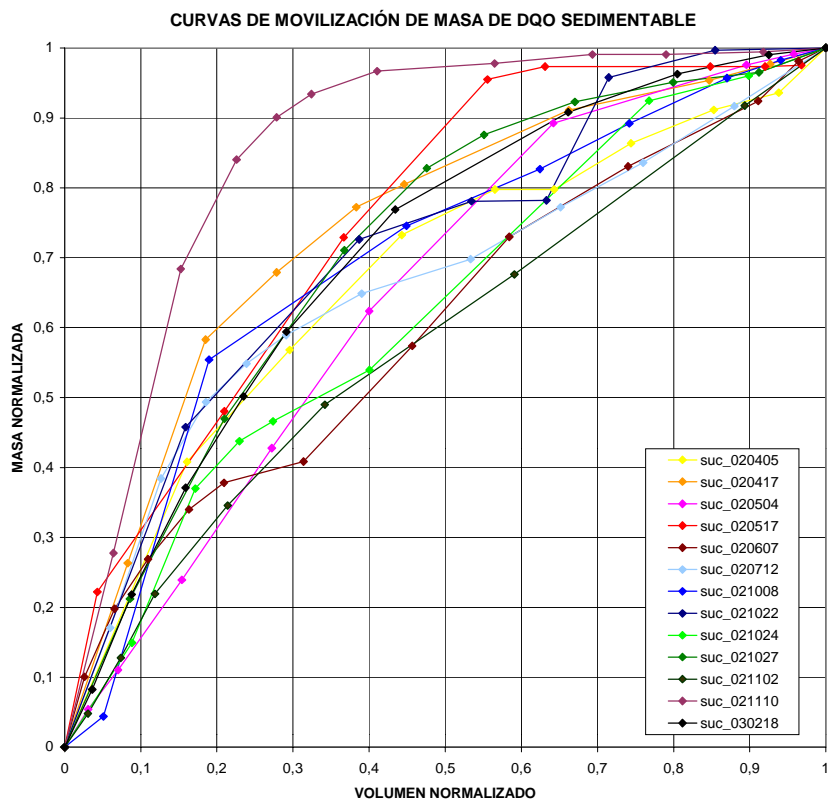


Figura 6-66. Curva de movilización de masa de DQO sedimentable.

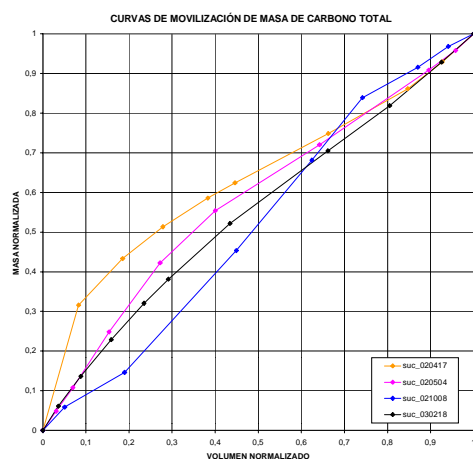


Figura 6-67. Curva de movilización de masa de carbono total.

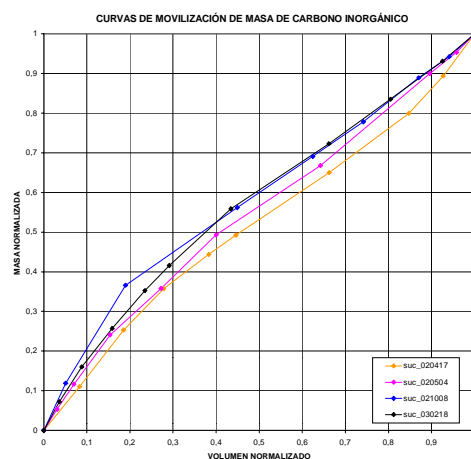


Figura 6-68. Curva de movilización de masa de carbono inorgánico.

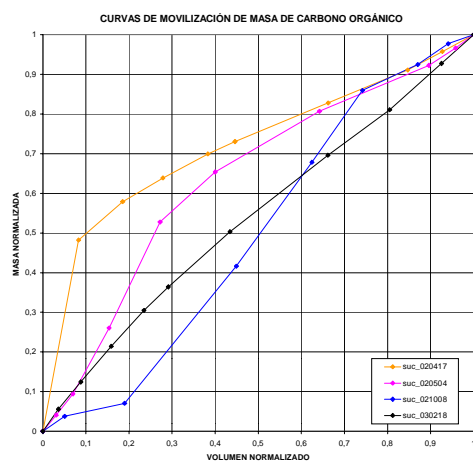


Figura 6-69. Curva de movilización de masa de carbono orgánico.

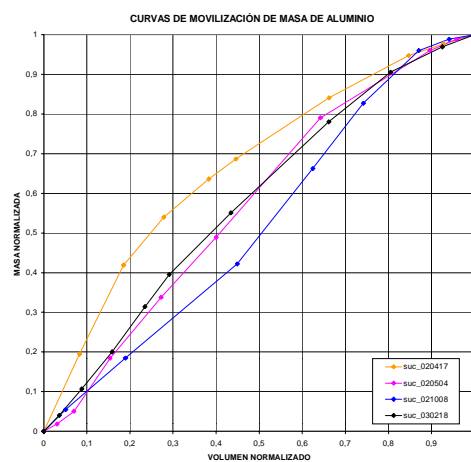


Figura 6-70. Curva de movilización de masa de aluminio.

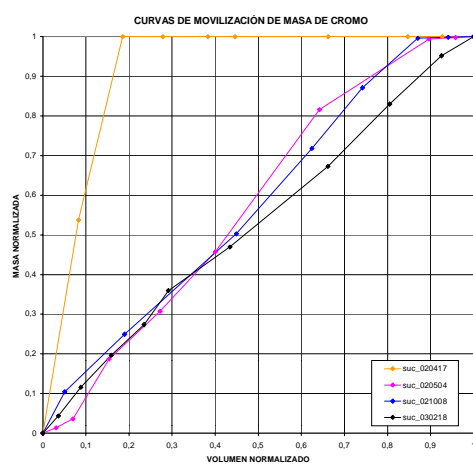


Figura 6-71. Curva de movilización de masa de cromo.

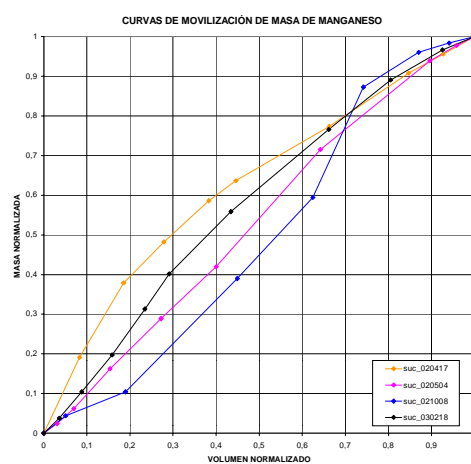


Figura 6-72. Curva de movilización de masa de manganeso.

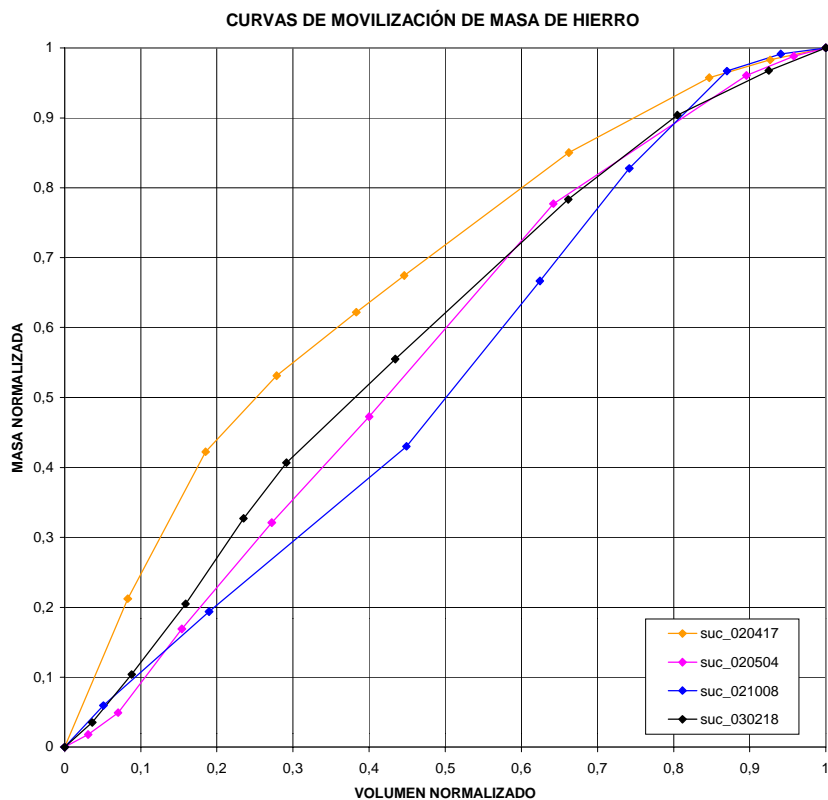


Figura 6-73. Curva de movilización de masa de hierro.

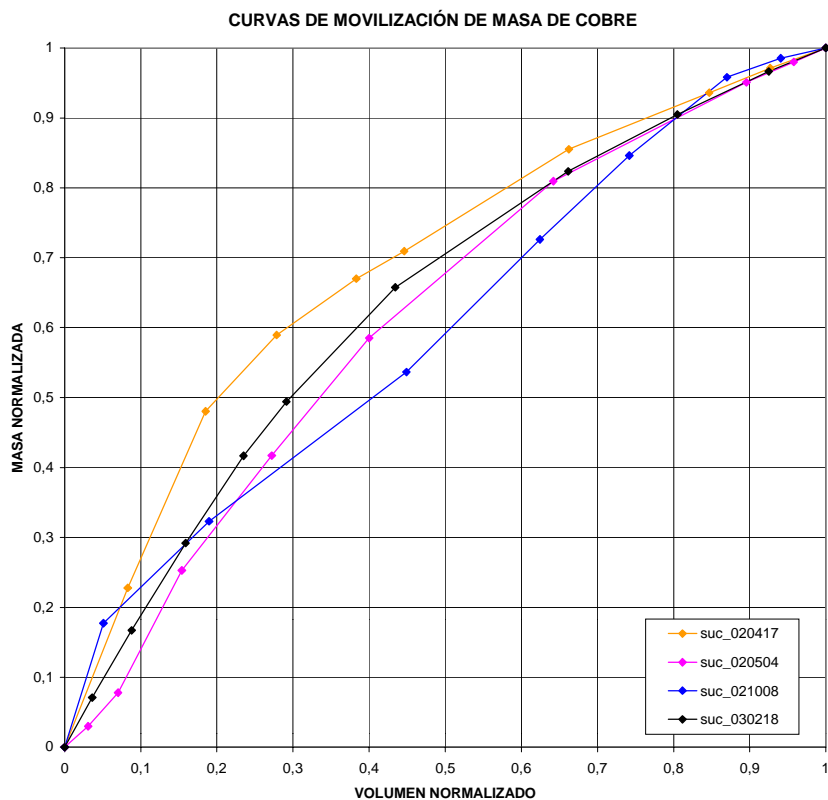


Figura 6-74. Curva de movilización de masa de cobre.

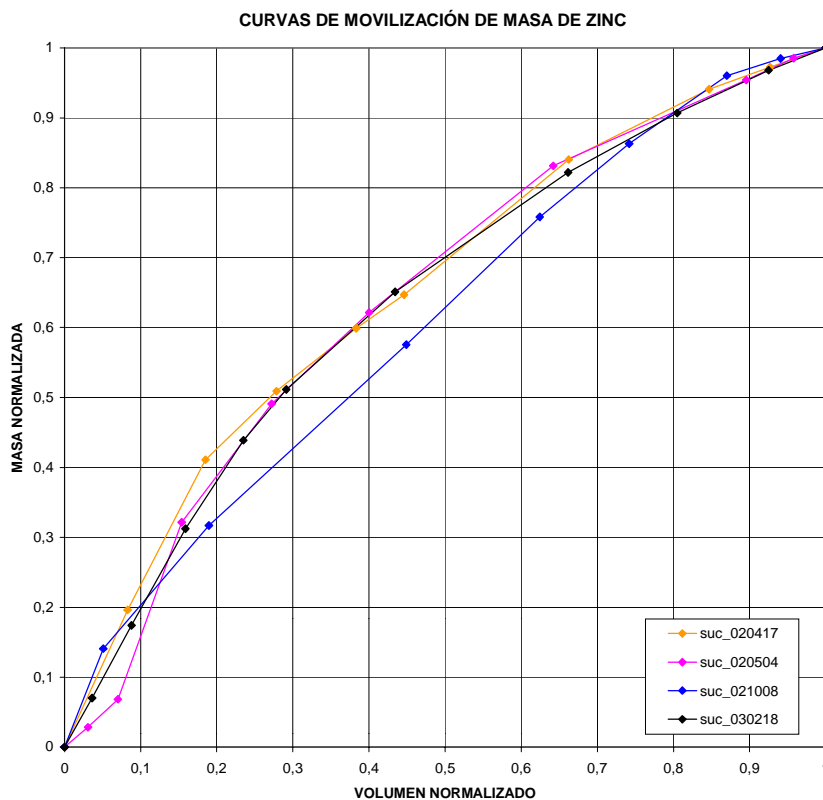


Figura 6-75. Curva de movilización de masa de zinc.

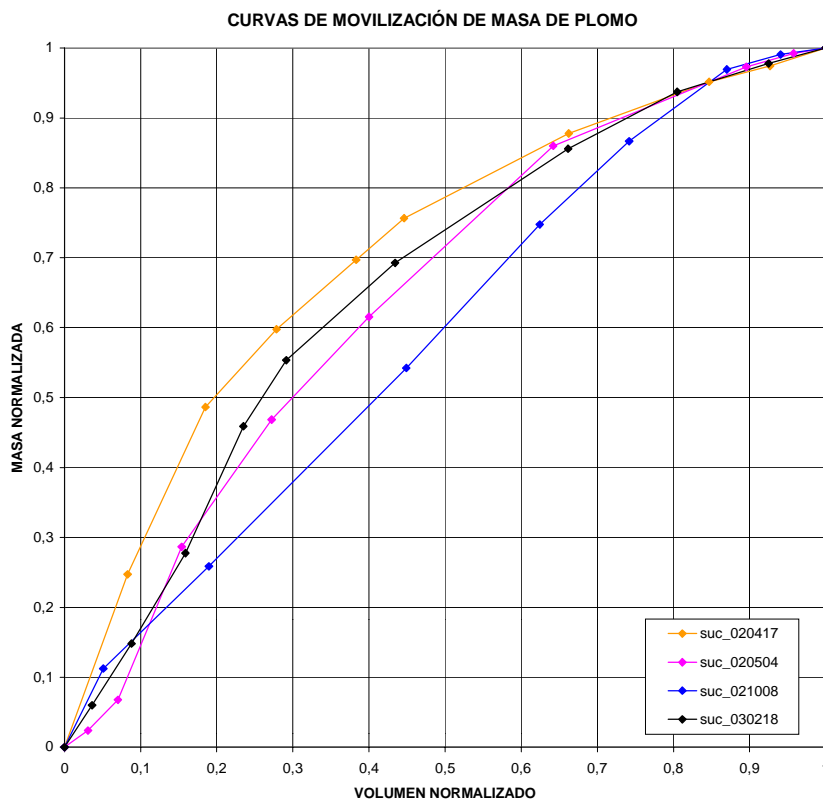


Figura 6-76. Curva de movilización de masa de plomo.

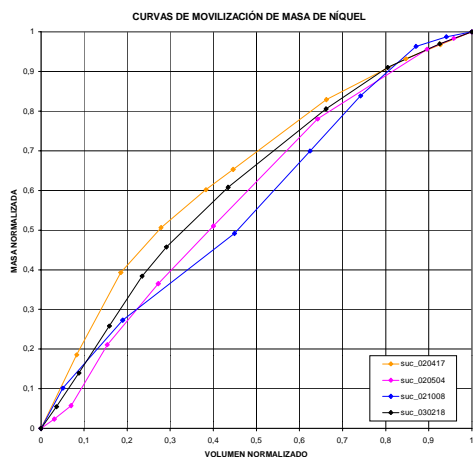


Figura 6-77. Curva de movilización de masa de níquel.

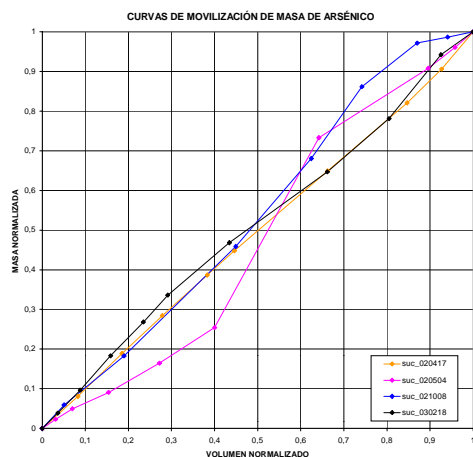


Figura 6-78. Curva de movilización de masa de arsénico.

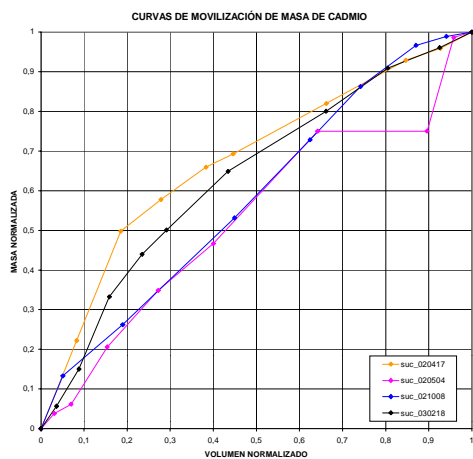


Figura 6-79. Curva de movilización de masa de cadmio.

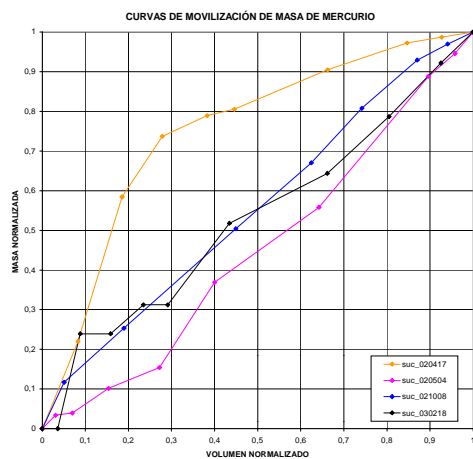


Figura 6-80. Curva de movilización de masa de mercurio.

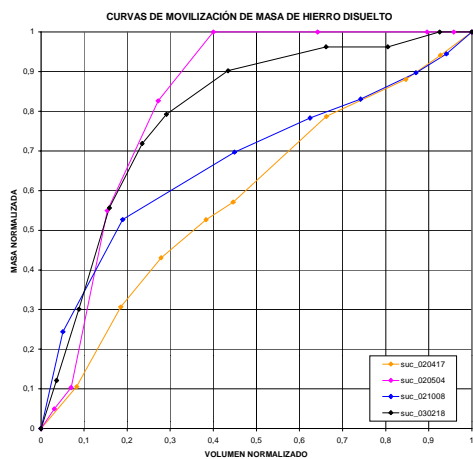


Figura 6-81. Curva de movilización de masa de hierro disuelto.

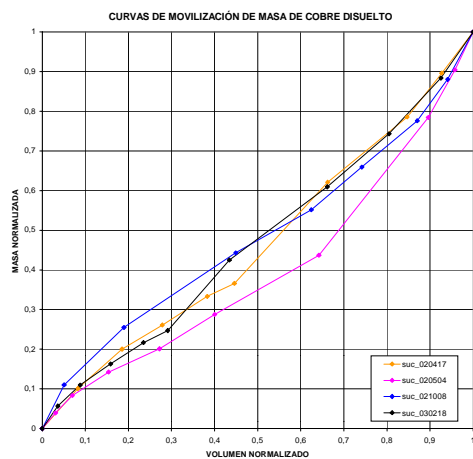


Figura 6-82. Curva de movilización de masa de cobre disuelto.

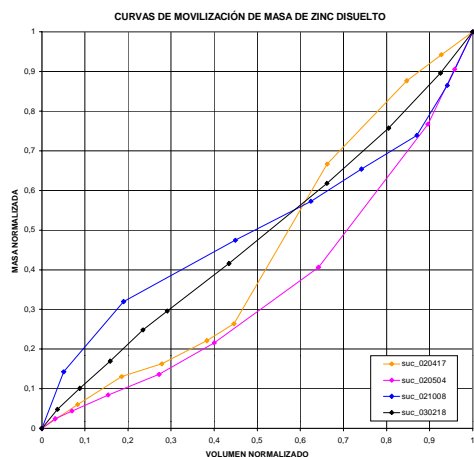


Figura 6-83. Curva de movilización de masa de zinc disuelto.

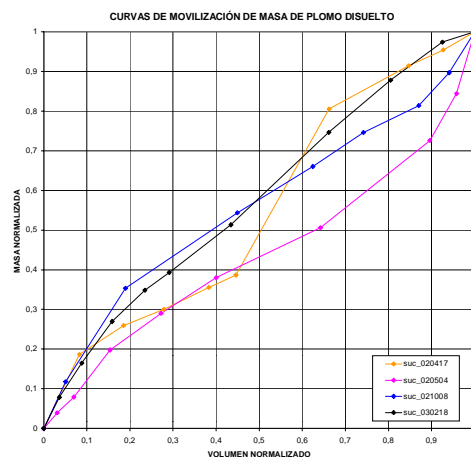


Figura 6-84. Curva de movilización de masa de plomo disuelto.

Los flujos máscicos instantáneos máximos dan una idea de la capacidad de movilización de la escorrentía superficial y las características del flujo hidráulico en los colectores. En las siguientes tablas se muestran dichos valores para los trece sucesos muestreados.

Tabla 6-26. Flujos máscicos instantáneos máximos de los sucesos muestreados para los contaminantes tradicionales.

| | FLUJOS MÁSCICOS INSTANTÁNEOS MÁXIMOS (Kg/s) | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|---|------------|------------|------------|------------|------------|--------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| ST | 0.070 | 0.431 | 0.391 | 0.247 | 0.152 | 0.292 | 1.940 | 0.095 | 0.192 | 0.173 | 0.305 | 0.198 | 0.316 |
| SV | 0.039 | 0.277 | 0.222 | 0.113 | 0.088 | 0.186 | 0.515 | 0.030 | 0.042 | 0.056 | 0.085 | 0.106 | 0.177 |
| SF | 0.031 | 0.155 | 0.194 | 0.134 | 0.064 | 0.105 | 1.496 | 0.066 | 0.151 | 0.132 | 0.219 | 0.092 | 0.139 |
| SDT | 0.022 | 0.055 | 0.064 | 0.044 | 0.035 | 0.062 | 0.223 | 0.041 | 0.037 | 0.023 | 0.075 | 0.048 | 0.113 |
| SDV | 0.009 | 0.021 | 0.016 | 0.023 | 0.019 | 0.040 | 0.059 | 0.021 | 0.022 | 0.003 | 0.032 | 0.029 | 0.028 |
| SDF | 0.012 | 0.034 | 0.053 | 0.021 | 0.020 | 0.022 | 0.165 | 0.020 | 0.029 | 0.022 | 0.052 | 0.024 | 0.088 |
| SST | 0.049 | 0.382 | 0.341 | 0.203 | 0.117 | 0.248 | 1.716 | 0.054 | 0.156 | 0.151 | 0.235 | 0.150 | 0.253 |
| SSV | 0.030 | 0.259 | 0.215 | 0.090 | 0.069 | 0.160 | 0.492 | 0.011 | 0.038 | 0.056 | 0.053 | 0.077 | 0.152 |
| SSF | 0.018 | 0.123 | 0.147 | 0.113 | 0.049 | 0.088 | 1.331 | 0.050 | 0.136 | 0.111 | 0.182 | 0.073 | 0.106 |
| NTK | - | 0.010 | 0.011 | 0.011 | 0.010 | 0.013 | 0.034 | 0.006 | 0.005 | 0.006 | 0.011 | 0.010 | 0.020 |
| Nitrógeno amoniacal | 0.001 | 0.003 | 0.001 | 0.002 | 0.003 | 0.005 | 0.005 | 0.002 | 0.000 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.002 |
| Fósforo total | - | 0.003 | 0.006 | 0.002 | 0.003 | 0.003 | 0.011 | 0.002 | 0.001 | 0.002 | 0.001 | 0.004 | 0.002 |
| Fósforo disuelto | - | 0.001 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.002 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.001 | 0.000 | 0.001 |
| Carb. Total | - | 0.031 | 0.017 | - | - | - | 0.108 | - | - | - | - | - | 0.014 |
| Carb. Inorgánico | - | 0.006 | 0.008 | - | - | - | 0.022 | - | - | - | - | - | 0.005 |
| Carb. Orgánico | - | 0.027 | 0.010 | - | - | - | 0.090 | - | - | - | - | - | 0.009 |
| DBO ₅ | 0.020 | 0.102 | 0.088 | 0.041 | 0.038 | - | 0.448 | 0.017 | 0.020 | 0.016 | 0.031 | 0.062 | 0.070 |
| DQO total | 0.050 | 0.316 | 0.189 | 0.120 | 0.090 | 0.182 | 1.863 | 0.056 | 0.066 | 0.063 | 0.134 | 0.147 | 0.168 |
| DQO no sedimentable | 0.015 | 0.058 | 0.081 | 0.081 | 0.042 | 0.049 | 0.147 | 0.035 | 0.015 | 0.026 | 0.029 | 0.042 | 0.066 |
| DQO sedimentable | 0.035 | 0.258 | 0.142 | 0.039 | 0.050 | 0.138 | 1.769 | 0.021 | 0.051 | 0.039 | 0.105 | 0.105 | 0.102 |

Tabla 6-27. Flujos máxicos instantáneos máxicos de los sucesos muestreados para los metales.

| | FLUJOS MÁXICOS INSTANTÁNEOS MÁXIMOS (g/s) | | | |
|---------------|---|------------|------------|------------|
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_021008 | SUC_030218 |
| Al | 2.221 | 3.550 | 26.240 | 4.233 |
| Cr | 0.004 | 0.010 | 0.038 | 0.009 |
| Mn | 0.052 | 0.085 | 1.245 | 0.134 |
| Fe | 1.989 | 3.367 | 31.091 | 4.156 |
| Ni | 0.005 | 0.008 | 0.045 | 0.009 |
| Cu | 0.089 | 0.081 | 0.257 | 0.044 |
| Zn | 0.079 | 0.179 | 0.720 | 0.109 |
| As | 0.001 | 0.003 | 0.043 | 0.004 |
| Cd | 0.000 | 0.000 | 0.001 | 0.000 |
| Pb | 0.054 | 0.072 | 0.438 | 0.082 |
| Hg | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.001 |
| Al (disuelto) | 0.021 | 0.013 | 0.044 | 0.015 |
| Cr (disuelto) | 0.000 | 0.000 | 0.001 | 0.000 |
| Mn (disuelto) | 0.013 | 0.034 | 0.504 | 0.057 |
| Fe (disuelto) | 0.025 | 0.111 | 0.179 | 0.098 |
| Ni (disuelto) | 0.001 | 0.001 | 0.002 | 0.001 |
| Cu (disuelto) | 0.008 | 0.004 | 0.005 | 0.004 |
| Zn (disuelto) | 0.035 | 0.013 | 0.024 | 0.018 |
| As (disuelto) | 0.001 | 0.001 | 0.006 | 0.001 |
| Cd (disuelto) | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| Pb (disuelto) | 0.002 | 0.000 | 0.002 | 0.000 |
| Hg (disuelto) | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |

De nuevo, los valores máxicos se producen, mayoritariamente, en el suceso SUC_021008.

Las tablas 6-28 y 6-29 presentan las masas totales de contaminante que se movilizaron en los sucesos, y las tablas 6-30 y 6-31 los porcentajes de estas masas que se pueden considerar que fueron aportados por fenómenos asociados a la escorrentía (lavado de cuenca y resuspensión en colectores).

Tabla 6-28. Masas de contaminantes tradicionales movilizadas por los sucesos muestreados.

| | MASAS MOVILIZADAS (Kg) | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| ST | 103.29 | 494.88 | 683.38 | 327.14 | 566.73 | 448.94 | 2323.76 | 140.21 | 266.77 | 210.16 | 554.97 | 291.80 | 690.08 |
| SV | 48.99 | 288.93 | 317.17 | 127.66 | 263.40 | 248.32 | 627.96 | 36.67 | 80.25 | 90.70 | 168.35 | 131.43 | 354.25 |
| SF | 54.30 | 205.95 | 366.22 | 199.47 | 303.33 | 200.62 | 1695.81 | 103.54 | 186.51 | 119.45 | 386.62 | 160.38 | 335.84 |
| SDT | 49.95 | 99.62 | 114.73 | 88.10 | 155.37 | 190.45 | 312.46 | 61.65 | 73.21 | 57.23 | 165.81 | 114.82 | 223.60 |
| SDV | 17.65 | 22.60 | 18.23 | 40.93 | 89.39 | 113.35 | 77.18 | 21.47 | 20.85 | 6.67 | 45.84 | 54.18 | 95.95 |
| SDF | 32.30 | 77.01 | 96.50 | 47.17 | 65.98 | 77.10 | 235.28 | 40.18 | 52.35 | 50.55 | 119.97 | 60.64 | 127.65 |
| SST | 53.34 | 395.26 | 568.65 | 239.04 | 411.35 | 258.49 | 2011.31 | 78.56 | 193.56 | 152.93 | 389.17 | 176.98 | 466.48 |
| SSV | 31.33 | 266.32 | 298.94 | 86.73 | 174.01 | 134.97 | 550.78 | 15.20 | 59.40 | 84.03 | 122.51 | 77.25 | 258.30 |
| SSF | 22.01 | 128.94 | 269.72 | 152.31 | 237.35 | 123.52 | 1460.53 | 63.36 | 134.16 | 68.90 | 266.66 | 99.73 | 208.18 |
| NTK | - | 27.19 | 22.58 | 16.95 | 44.83 | 35.49 | 45.18 | 8.27 | 10.22 | 12.01 | 23.39 | 24.33 | 57.41 |
| Nitrógeno amoniacal | 4.32 | 6.11 | 3.80 | 4.06 | 11.01 | 15.21 | 5.61 | 2.09 | 1.06 | 2.91 | 2.51 | 4.79 | 5.13 |
| Fósforo total | - | 4.34 | 9.75 | 2.30 | 9.91 | 7.19 | 15.92 | 1.76 | 2.37 | 2.02 | 1.98 | 3.59 | 4.29 |
| Fósforo disuelto | - | 1.94 | 0.18 | 0.60 | 1.11 | 1.37 | 2.80 | 0.26 | 0.48 | 0.37 | 1.58 | 0.69 | 1.14 |
| DBO ₅ | 21.87 | 109.71 | 97.96 | 52.03 | 114.56 | - | 283.90 | 16.99 | 30.92 | 15.51 | 56.12 | 61.12 | 134.77 |
| DQO total | 52.17 | 319.07 | 310.85 | 150.43 | 279.71 | 300.89 | 1181.49 | 47.98 | 93.91 | 73.37 | 285.91 | 155.44 | 355.40 |
| DQO no sedimentable | 26.41 | 77.14 | 93.64 | 105.71 | 131.34 | 107.13 | 141.01 | 34.52 | 24.68 | 27.39 | 67.42 | 77.92 | 154.98 |
| DQO sedimentable | 25.76 | 241.94 | 217.21 | 44.72 | 148.36 | 193.76 | 1040.47 | 13.46 | 69.23 | 45.98 | 218.50 | 77.52 | 200.43 |
| Carb. Total | - | 29.80 | 30.02 | - | - | - | 105.18 | - | - | - | - | - | 44.90 |
| Carb. Inorgánico | - | 13.29 | 18.64 | - | - | - | 26.92 | - | - | - | - | - | 14.91 |
| Carb. Orgánico | - | 16.52 | 11.38 | - | - | - | 78.26 | - | - | - | - | - | 29.98 |

Tabla 6-29. Masas de metales movilizadas por los sucesos muestreados.

| | MASAS MOVILIZADAS (g) | | | |
|---------------|-----------------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_021008 | SUC_030218 |
| Al | 2969.47 | 6922.13 | 32740.68 | 11142.35 |
| Cr | 2.26 | 17.07 | 44.64 | 30.23 |
| Mn | 81.22 | 172.24 | 1308.39 | 347.13 |
| Fe | 2811.29 | 6629.92 | 39411.77 | 10203.14 |
| Ni | 7.21 | 15.04 | 61.25 | 22.18 |
| Cu | 105.45 | 139.16 | 360.92 | 105.40 |
| Zn | 110.07 | 211.94 | 834.16 | 235.18 |
| As | 1.65 | 3.57 | 47.06 | 12.61 |
| Cd | 0.27 | 0.42 | 1.23 | 0.28 |
| Pb | 65.67 | 98.85 | 462.91 | 135.89 |
| Hg | 0.72 | 0.87 | 1.82 | 1.42 |
| Al (disuelto) | 46.45 | 39.77 | 74.41 | 66.46 |
| Cr (disuelto) | 0.00 | 0.22 | 0.83 | 0.02 |
| Mn (disuelto) | 26.35 | 63.38 | 460.61 | 132.47 |
| Fe (disuelto) | 37.51 | 74.60 | 189.96 | 115.13 |
| Ni (disuelto) | 0.16 | 1.45 | 3.84 | 2.45 |
| Cu (disuelto) | 18.06 | 11.01 | 7.57 | 12.44 |
| Zn (disuelto) | 52.79 | 32.83 | 40.84 | 68.25 |
| As (disuelto) | 1.65 | 2.47 | 8.44 | 3.65 |
| Cd (disuelto) | 0.02 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Pb (disuelto) | 2.35 | 1.12 | 2.05 | 1.37 |
| Hg (disuelto) | 0.19 | 0.16 | 0.18 | 0.03 |

Destaca, por ejemplo, que se llegaron a movilizar 57.4 kg de NTK durante el suceso SUC_030218 y 15.9 kg de fósforo durante el suceso SUC_021008. En cuanto a los metales se puede resaltar que se llegaron a movilizar 360.9 g de Cu, 834. 2 g de Zn, 462.9 g de Pb, 44.6 g de Cr y 1.8 g de Hg durante el suceso SUC_021008.

Tabla 6-30. % de la masa de contaminantes tradicionales movilizada en los sucesos que se asocia a la escorrentía.

| | MASA MOVILIZADA POR LA ESCORRENTÍA (%) | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|--|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| ST | 70 | 88 | 94 | 81 | 84 | 83 | 98 | 80 | 92 | 83 | 90 | 82 | 89 |
| SV | 73 | 92 | 95 | 82 | 86 | 87 | 97 | 71 | 87 | 84 | 88 | 84 | 92 |
| SF | 67 | 83 | 93 | 80 | 82 | 77 | 98 | 84 | 94 | 83 | 91 | 80 | 87 |
| SDT | 54 | 61 | 74 | 53 | 61 | 73 | 89 | 68 | 79 | 55 | 80 | 65 | 79 |
| SDV | 46 | 48 | 40 | 71 | 79 | 85 | 86 | 67 | 66 | 2 | 78 | 72 | 84 |
| SDF | 58 | 65 | 81 | 38 | 37 | 54 | 90 | 68 | 84 | 62 | 80 | 58 | 75 |
| SST | 85 | 95 | 98 | 91 | 93 | 90 | 99 | 90 | 97 | 94 | 95 | 93 | 94 |
| SSV | 88 | 96 | 99 | 87 | 90 | 89 | 98 | 75 | 95 | 90 | 92 | 93 | 95 |
| SSF | 81 | 93 | 98 | 93 | 94 | 91 | 99 | 94 | 98 | 68 | 96 | 93 | 94 |
| NTK | - | 71 | 78 | 67 | 72 | 67 | 89 | 66 | 80 | 52 | 80 | 72 | 88 |
| Nitrógeno amoniacal | 40 | 18 | 32 | 26 | 27 | 51 | 60 | 35 | 4 | 1 | 5 | 26 | 41 |
| Fósforo total | - | 75 | 94 | 58 | 83 | 79 | 94 | 78 | 91 | 69 | 58 | 79 | 72 |
| Fósforo disuelto | - | 69 | 3 | 2 | 16 | 41 | 79 | 11 | 69 | 14 | 65 | 29 | 32 |
| DBO ₅ | 53 | 75 | 77 | 31 | 63 | - | 88 | 19 | 87 | 8 | 44 | 50 | 66 |
| DQO total | 58 | 81 | 86 | 56 | 67 | 73 | 95 | 46 | 89 | 60 | 80 | 61 | 78 |
| DQO no sedimentable | 48 | 50 | 68 | 65 | 55 | 53 | 79 | 51 | 73 | 35 | 55 | 47 | 73 |
| DQO sedimentable | 68 | 91 | 94 | 35 | 78 | 85 | 97 | 33 | 95 | 75 | 88 | 75 | 81 |
| Carb. Total | - | 62 | 75 | - | - | - | 91 | - | - | - | - | - | 71 |
| Carb. Inorgánico | - | 50 | 77 | - | - | - | 85 | - | - | - | - | - | 62 |
| Carb. Orgánico | - | 72 | 73 | - | - | - | 93 | - | - | - | - | - | 76 |

Tabla 6-31. % de la masa de metales movilizada en los sucesos que se asocia a la escorrentía.

| | MASA MOVILIZADA POR LA ESCORRENTÍA (%) | | | |
|---------------|--|------------|------------|------------|
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_021008 | SUC_030218 |
| Al | 92 | 98 | 99 | 97 |
| Cr | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Mn | 86 | 94 | 99 | 96 |
| Fe | 97 | 99 | 100 | 98 |
| Ni | 91 | 97 | 99 | 97 |
| Cu | 91 | 96 | 98 | 91 |
| Zn | 86 | 96 | 99 | 93 |
| As | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Cd | 89 | 97 | 98 | 89 |
| Pb | 92 | 97 | 99 | 95 |
| Hg | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Al (disuelto) | 75 | 80 | 84 | 77 |
| Cr (disuelto) | 0 | 100 | 100 | 100 |
| Mn (disuelto) | 73 | 89 | 98 | 92 |
| Fe (disuelto) | 77 | 93 | 93 | 86 |
| Ni (disuelto) | 3 | 85 | 92 | 84 |
| Cu (disuelto) | 77 | 76 | 58 | 66 |
| Zn (disuelto) | 87 | 83 | 84 | 86 |
| As (disuelto) | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Cd (disuelto) | 100 | 0 | 0 | 0 |
| Pb (disuelto) | 69 | 57 | 71 | 39 |
| Hg (disuelto) | 100 | 100 | 100 | 100 |

De los resultados presentados se concluye que hay contaminantes que tienen su origen claramente en el suceso de lluvia mientras que, en otros, apenas hay aporte. Los sólidos con porcentajes siempre superiores al 70% asociado al suceso (en particular los sólidos en suspensión con porcentajes siempre mayores al 85%) y los metales con porcentajes siempre superiores al 85%, podrían considerarse del primer tipo mientras que, en el caso del nitrógeno amoniacal, apenas hay aporte con un porcentaje medio asociado a escorrentía del 28%. Los elevados valores presentados para el Cr, As y Hg, se deben a que no se detectó su presencia en tiempo seco.

Por último, en las dos tablas que aparecen a continuación se resumen las masas de contaminante por unidad de área movilizadas en los distintos sucesos, en las que destacan los 28 kg de ST y los 14 kg de DQO por hectárea que se han llegado a movilizar.

Tabla 6-32. Masas de contaminantes tradicionales movilizadas por unidad de superficie por los sucesos muestreados.

| | CARGAS ESPECÍFICAS MOVILIZADAS (Kg/ha) | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|--|------------|------------|------------|------------|--------------|---------------|------------|------------|------------|------------|------------|--------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| ST | 0.904 | 5.452 | 8.058 | 3.294 | 5.957 | 4.635 | 28.349 | 1.410 | 3.071 | 2.183 | 6.274 | 2.983 | 7.692 |
| SV | 0.447 | 3.325 | 3.780 | 1.306 | 2.848 | 2.716 | 7.581 | 0.324 | 0.877 | 0.951 | 1.858 | 1.387 | 4.060 |
| SF | 0.457 | 2.127 | 4.278 | 1.988 | 3.109 | 1.919 | 20.768 | 1.087 | 2.195 | 1.232 | 4.416 | 1.596 | 3.631 |
| SDT | 0.335 | 0.756 | 1.065 | 0.589 | 1.193 | 1.728 | 3.476 | 0.522 | 0.724 | 0.391 | 1.651 | 0.930 | 2.195 |
| SDV | 0.101 | 0.135 | 0.090 | 0.363 | 0.887 | 1.211 | 0.832 | 0.181 | 0.173 | 0.002 | 0.448 | 0.489 | 1.002 |
| SDF | 0.234 | 0.622 | 0.974 | 0.226 | 0.305 | 0.517 | 2.644 | 0.342 | 0.551 | 0.389 | 1.203 | 0.442 | 1.193 |
| SST | 0.570 | 4.696 | 6.993 | 2.706 | 4.764 | 2.907 | 24.873 | 0.888 | 2.348 | 1.792 | 4.623 | 2.053 | 5.497 |
| SSV | 0.346 | 3.191 | 3.689 | 0.943 | 1.960 | 1.505 | 6.749 | 0.143 | 0.704 | 0.949 | 1.410 | 0.899 | 3.058 |
| SSF | 0.223 | 1.505 | 3.304 | 1.763 | 2.804 | 1.402 | 18.124 | 0.745 | 1.644 | 0.843 | 3.213 | 1.154 | 2.438 |
| NTK | - | 0.242 | 0.222 | 0.141 | 0.403 | 0.297 | 0.504 | 0.068 | 0.102 | 0.078 | 0.234 | 0.220 | 0.632 |
| Nitrógeno amoniacal | 0.022 | 0.014 | 0.015 | 0.013 | 0.037 | 0.096 | 0.042 | 0.009 | 0.000 | 0.000 | 0.002 | 0.016 | 0.027 |
| Fósforo total | - | 0.041 | 0.115 | 0.017 | 0.103 | 0.071 | 0.188 | 0.017 | 0.027 | 0.017 | 0.014 | 0.035 | 0.039 |
| Fósforo disuelto | - | 0.017 | 0.000 | 0.000 | 0.002 | 0.007 | 0.028 | 0.000 | 0.004 | 0.001 | 0.013 | 0.003 | 0.005 |
| Carb. Total | - | 0.232 | 0.283 | - | - | - | 1.194 | - | - | - | - | - | 0.401 |
| Carb. Inorgánico | - | 0.083 | 0.178 | - | - | - | 0.284 | - | - | - | - | - | 0.116 |
| Carb. Orgánico | - | 0.149 | 0.104 | - | - | - | 0.909 | - | - | - | - | - | 0.285 |
| DBO ₅ | 0.144 | 1.027 | 0.946 | 0.199 | 0.900 | - | 3.107 | 0.041 | 0.335 | 0.016 | 0.310 | 0.379 | 1.107 |
| DQO total | 0.379 | 3.240 | 3.353 | 1.052 | 2.344 | 2.757 | 14.015 | 0.276 | 1.046 | 0.552 | 2.874 | 1.190 | 3.445 |
| DQO no sedimentable | 0.160 | 0.480 | 0.800 | 0.858 | 0.902 | 0.707 | 1.384 | 0.220 | 0.225 | 0.118 | 0.465 | 0.462 | 1.415 |
| DQO sedimentable | 0.219 | 2.760 | 2.553 | 0.195 | 1.442 | 2.050 | 12.631 | 0.056 | 0.821 | 0.434 | 2.410 | 0.728 | 2.029 |

Tabla 6-33. Masas de metales movilizadas por unidad de superficie por los sucesos muestreados.

| | CARGAS ESPECÍFICAS MOVILIZADAS (g/ha) | | | |
|---------------|---------------------------------------|------------|----------------|--------------|
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_021008 | SUC_030218 |
| Al | 34.264 | 84.609 | 405.721 | 135.031 |
| Cr | 0.028 | 0.213 | 0.558 | 0.378 |
| Mn | 0.873 | 2.032 | 16.221 | 4.150 |
| Fe | 34.033 | 82.206 | 490.904 | 125.493 |
| Ni | 0.082 | 0.183 | 0.758 | 0.268 |
| Cu | 1.203 | 1.669 | 4.415 | 1.192 |
| Zn | 1.186 | 2.533 | 10.279 | 2.746 |
| As | 0.021 | 0.045 | 0.588 | 0.158 |
| Cd | 0.003 | 0.005 | 0.015 | 0.003 |
| Pb | 0.758 | 1.197 | 5.725 | 1.620 |
| Hg | 0.009 | 0.011 | 0.023 | 0.018 |
| Al (disuelto) | 0.437 | 0.399 | 0.786 | 0.637 |
| Cr (disuelto) | 0.000 | 0.003 | 0.010 | 0.000 |
| Mn (disuelto) | 0.239 | 0.703 | 5.667 | 1.526 |
| Fe (disuelto) | 0.359 | 0.863 | 2.217 | 1.243 |
| Ni (disuelto) | 0.000 | 0.015 | 0.044 | 0.026 |
| Cu (disuelto) | 0.175 | 0.105 | 0.055 | 0.102 |
| Zn (disuelto) | 0.574 | 0.341 | 0.427 | 0.735 |
| As (disuelto) | 0.021 | 0.031 | 0.105 | 0.046 |
| Cd (disuelto) | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 |
| Pb (disuelto) | 0.020 | 0.008 | 0.018 | 0.007 |
| Hg (disuelto) | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.000 |

6.1.1.2.1. Análisis estadístico de contaminantes en tiempo de lluvia

El mismo análisis estadístico realizado sobre las muestras de tiempo seco se repite para las 153 muestras de tiempo de lluvia recogidas por el tomamuestras TM3, situado en la sección de entrada del depósito-aliviadero de Cancelón.

Contaminantes tradicionales

En la tabla 6-34 se muestra la matriz de correlación de contaminantes tradicionales más relevantes de tiempo de lluvia, que se obtuvo con el programa de análisis estadístico MINITAB. Se han marcado en rojo los valores muy correlacionados, en verde los valores con correlación significativa, en azul los levemente correlacionados y en negro los que no tienen correlación.

Tabla 6-34. Matriz de correlación de contaminantes tradicionales en tiempo de lluvia.

| | pH | Cond. | Turb. | ST | SV | SF | SDT | SDV | SDF | SST | SSV | SSF | SSed | NTK | N-NH ₄ | DBO ₅ | DQO | CT | CI | COT |
|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------------------|------------------|-------|------|------|------|
| pH | 1.00 | 0.15 | -0.18 | -0.14 | -0.20 | -0.05 | 0.07 | -0.13 | 0.20 | -0.16 | -0.19 | -0.10 | -0.24 | -0.13 | 0.16 | -0.16 | -0.13 | 0.10 | 0.19 | 0.03 |
| Cond | 0.15 | 1.00 | 0.27 | 0.36 | 0.43 | 0.23 | 0.87 | 0.61 | 0.72 | 0.25 | 0.35 | 0.09 | 0.37 | 0.67 | 0.92 | 0.58 | 0.40 | 0.50 | 0.86 | 0.19 |
| Turb | -0.18 | 0.27 | 1.00 | 0.39 | 0.35 | 0.37 | 0.35 | 0.20 | 0.31 | 0.37 | 0.34 | 0.33 | 0.31 | 0.22 | 0.15 | 0.39 | 0.30 | 0.60 | 0.23 | 0.58 |
| ST | -0.14 | 0.36 | 0.39 | 1.00 | 0.92 | 0.91 | 0.58 | 0.34 | 0.53 | 0.99 | 0.91 | 0.87 | 0.85 | 0.63 | 0.23 | 0.81 | 0.78 | 0.64 | 0.30 | 0.59 |
| SV | -0.20 | 0.43 | 0.35 | 0.92 | 1.00 | 0.68 | 0.60 | 0.41 | 0.50 | 0.90 | 0.99 | 0.62 | 0.94 | 0.74 | 0.36 | 0.87 | 0.75 | 0.57 | 0.37 | 0.48 |
| SF | -0.05 | 0.23 | 0.37 | 0.91 | 0.68 | 1.00 | 0.47 | 0.21 | 0.48 | 0.92 | 0.68 | 0.98 | 0.63 | 0.42 | 0.07 | 0.62 | 0.69 | 0.59 | 0.17 | 0.58 |
| SDT | 0.07 | 0.87 | 0.35 | 0.58 | 0.60 | 0.47 | 1.00 | 0.68 | 0.84 | 0.47 | 0.52 | 0.32 | 0.52 | 0.72 | 0.71 | 0.73 | 0.60 | 0.58 | 0.63 | 0.38 |
| SDV | -0.13 | 0.61 | 0.20 | 0.34 | 0.41 | 0.21 | 0.68 | 1.00 | 0.18 | 0.26 | 0.27 | 0.19 | 0.42 | 0.61 | 0.58 | 0.49 | 0.40 | 0.51 | 0.24 | 0.47 |
| SDF | 0.20 | 0.72 | 0.31 | 0.53 | 0.50 | 0.48 | 0.84 | 0.18 | 1.00 | 0.44 | 0.49 | 0.29 | 0.38 | 0.52 | 0.53 | 0.64 | 0.51 | 0.53 | 0.72 | 0.29 |
| SST | -0.16 | 0.25 | 0.37 | 0.99 | 0.90 | 0.92 | 0.47 | 0.26 | 0.44 | 1.00 | 0.91 | 0.90 | 0.84 | 0.57 | 0.13 | 0.77 | 0.75 | 0.61 | 0.24 | 0.58 |
| SSV | -0.19 | 0.35 | 0.34 | 0.91 | 0.99 | 0.68 | 0.52 | 0.27 | 0.49 | 0.91 | 1.00 | 0.63 | 0.92 | 0.69 | 0.28 | 0.85 | 0.72 | 0.55 | 0.36 | 0.46 |
| SSF | -0.10 | 0.09 | 0.33 | 0.87 | 0.62 | 0.98 | 0.32 | 0.19 | 0.29 | 0.90 | 0.63 | 1.00 | 0.59 | 0.33 | -0.05 | 0.53 | 0.63 | 0.53 | 0.06 | 0.57 |
| Ssed | -0.24 | 0.37 | 0.31 | 0.85 | 0.94 | 0.63 | 0.52 | 0.42 | 0.38 | 0.84 | 0.92 | 0.59 | 1.00 | 0.72 | 0.34 | 0.81 | 0.70 | 0.50 | 0.33 | 0.42 |
| NTK | -0.13 | 0.67 | 0.22 | 0.63 | 0.74 | 0.42 | 0.72 | 0.61 | 0.52 | 0.57 | 0.69 | 0.33 | 0.72 | 1.00 | 0.67 | 0.75 | 0.56 | 0.35 | 0.46 | 0.19 |
| N-NH ₄ | 0.16 | 0.92 | 0.15 | 0.23 | 0.36 | 0.07 | 0.71 | 0.58 | 0.53 | 0.13 | 0.28 | -0.05 | 0.34 | 0.67 | 1.00 | 0.44 | 0.30 | 0.47 | 0.88 | 0.15 |
| DBO ₅ | -0.16 | 0.58 | 0.39 | 0.81 | 0.87 | 0.62 | 0.73 | 0.49 | 0.64 | 0.77 | 0.85 | 0.53 | 0.81 | 0.75 | 0.44 | 1.00 | 0.88 | 0.43 | 0.54 | 0.25 |
| DQO | -0.13 | 0.40 | 0.30 | 0.78 | 0.75 | 0.69 | 0.60 | 0.40 | 0.51 | 0.75 | 0.72 | 0.63 | 0.70 | 0.56 | 0.30 | 0.88 | 1.00 | 0.44 | 0.38 | 0.33 |
| CT | 0.10 | 0.50 | 0.60 | 0.64 | 0.57 | 0.59 | 0.58 | 0.51 | 0.53 | 0.61 | 0.55 | 0.53 | 0.50 | 0.35 | 0.47 | 0.43 | 0.44 | 1.00 | 0.47 | 0.92 |
| CI | 0.19 | 0.86 | 0.23 | 0.30 | 0.37 | 0.17 | 0.63 | 0.24 | 0.72 | 0.24 | 0.36 | 0.06 | 0.33 | 0.46 | 0.88 | 0.54 | 0.38 | 0.47 | 1.00 | 0.09 |
| COT | 0.03 | 0.19 | 0.58 | 0.59 | 0.48 | 0.58 | 0.38 | 0.47 | 0.29 | 0.58 | 0.46 | 0.57 | 0.42 | 0.19 | 0.15 | 0.25 | 0.33 | 0.92 | 0.09 | 1.00 |

Se observan ciertas diferencias entre esta matriz de correlación y la correspondiente a los valores de tiempo seco. En general, parece que los coeficientes de correlación son más elevados en este caso. A continuación, se muestran las rectas de regresión obtenidas en los casos analizados.

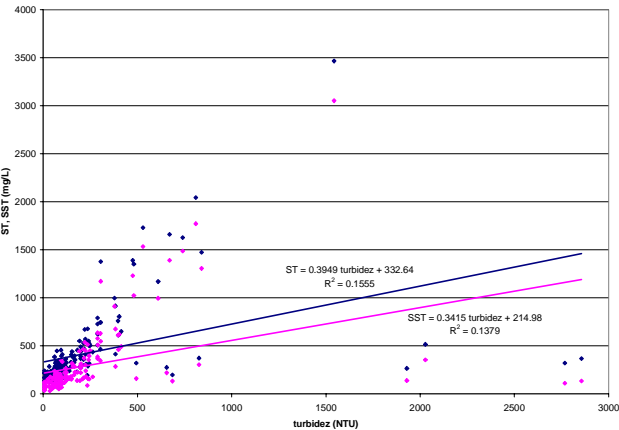


Figura 6-85. Relaciones entre la turbidez y los sólidos en tiempo de lluvia.

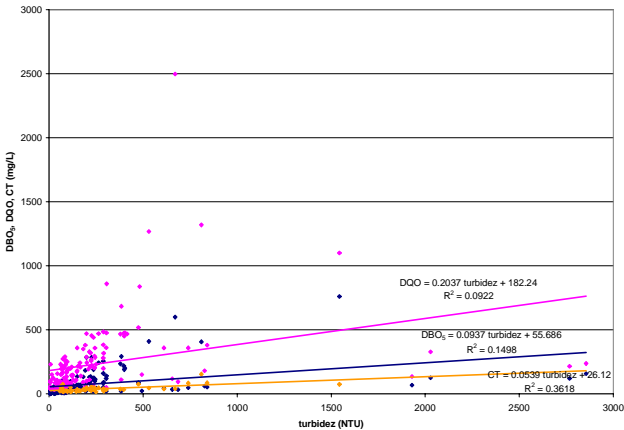


Figura 6-86. Relaciones entre la turbidez y los componentes orgánicos en tiempo de lluvia.

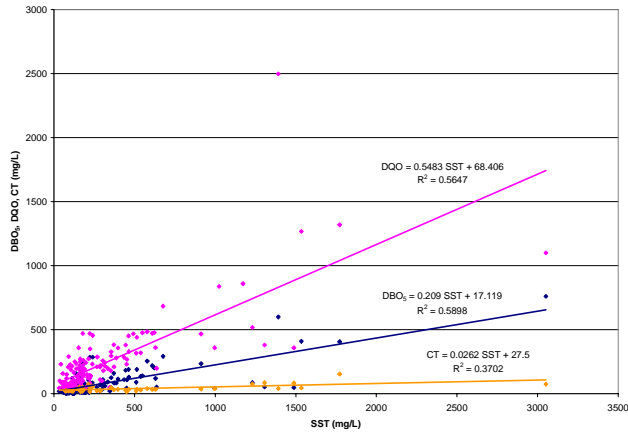


Figura 6-87. Relaciones entre los sólidos en suspensión y los componentes orgánicos en tiempo de lluvia.

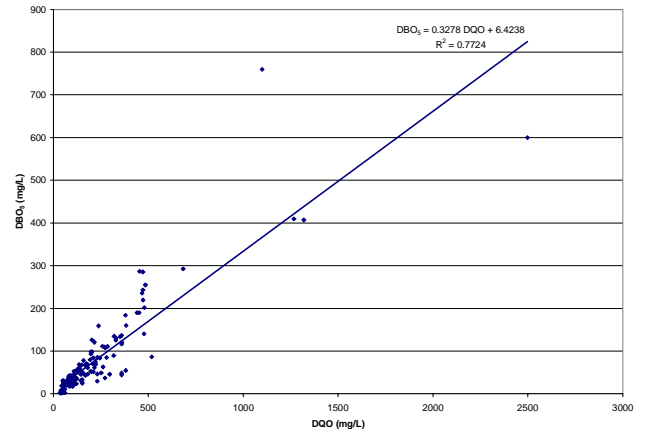


Figura 6-89. Relación entre la DQO y la DBO5 en tiempo de lluvia.

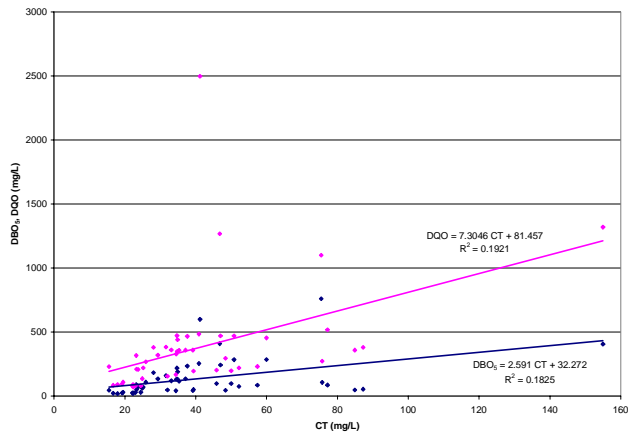


Figura 6-88. Relaciones entre el carbono total y las demandas de oxígeno en tiempo de lluvia.

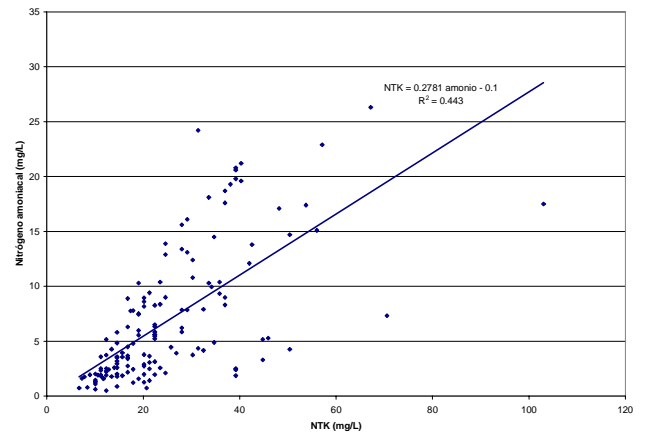


Figura 6-90. Relación entre el NTK y el nitrógeno amoniacal en tiempo de lluvia.

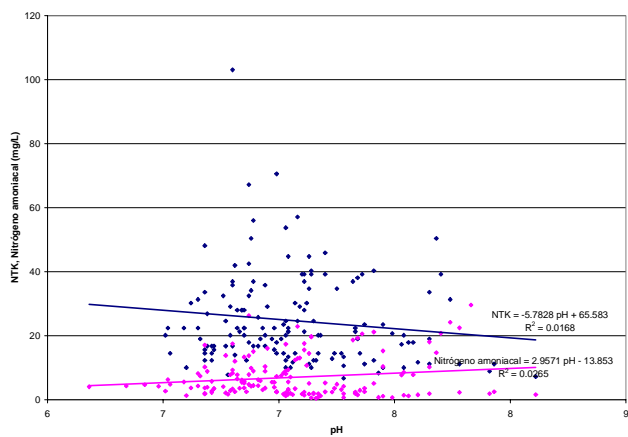


Figura 6-91. Relación entre el pH y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia.

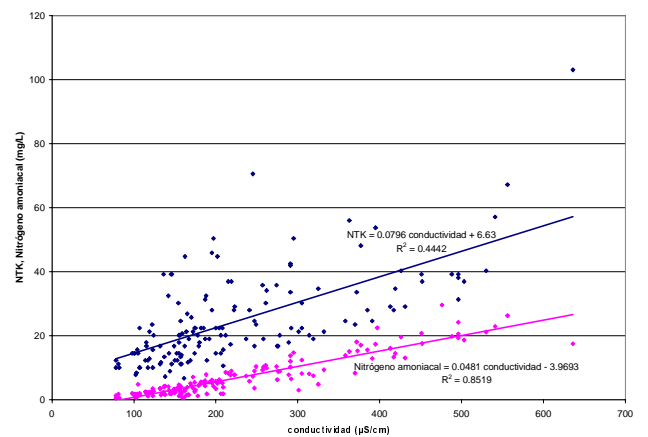


Figura 6-92. Relación entre la conductividad y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia.

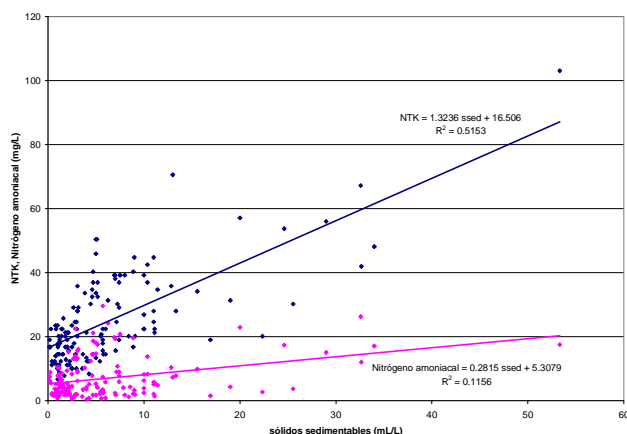


Figura 6-93. Relación entre los sólidos sedimentables y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia.

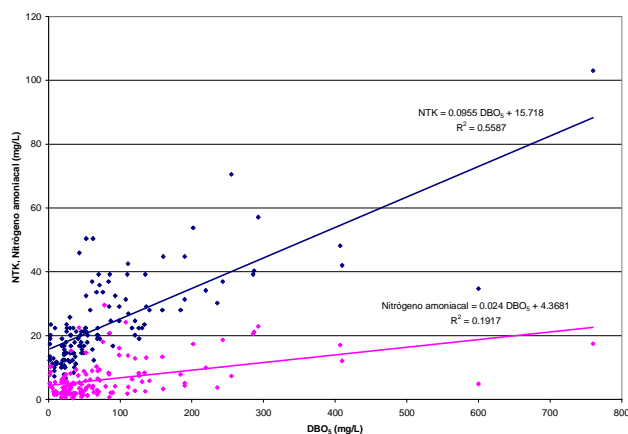


Figura 6-94. Relación entre la DBO₅ y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia.

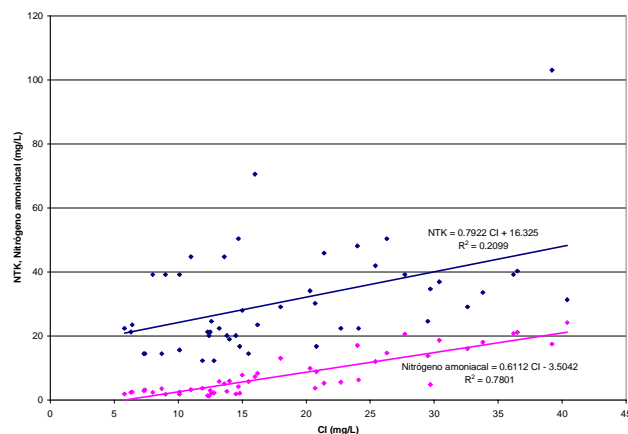


Figura 6-95. Relación entre el carbono inorgánico y los constituyentes nitrogenados en tiempo de lluvia.

De la matriz de correlación de contaminantes tradicionales en tiempo de lluvia y las gráficas presentadas se pueden sacar las siguientes conclusiones:

- La conductividad está correlacionada con la fracción disuelta de los sólidos ($R=0.87$) y el carbono inorgánico ($R=0.86$). También correlaciona con los constituyentes nitrogenados, mejor con el nitrógeno amoniacal ($R=0.92$).
- Los sólidos disueltos presentan correlación con la conductividad ($R=0.87$) y con la DBO₅ ($R=0.73$). También correlaciona con los constituyentes nitrogenados: NTK ($R=0.72$) y nitrógeno amoniacal ($R=0.71$).
- Los sólidos en suspensión presentan correlación con la DQO ($R=0.75$) y la DBO₅ ($R=0.77$).
- Los sólidos sedimentables correlacionan bien con los constituyentes nitrogenados, en particular con el NTK con el que presenta un coeficiente de correlación de 0.72. También correlacionan con la DBO₅ (0.81) y la DQO (0.70).

- La DBO_5 presenta correlación con los constituyentes nitrogenados, mejor con en NTK ($R=0.75$).
- La DQO y la DBO_5 están altamente correlacionados ($R=0.88$).
- La fracción inorgánica del carbono correlaciona con los constituyentes nitrogenados, en particular con el nitrógeno amoniacal ($R=0.88$).

Metales

En la tabla 6-35 se muestra la matriz de correlación de metales con los contaminantes más relevantes de tiempo de lluvia, que se obtuvo con el programa MINITAB. No se presentan los resultados de cromo, arsénico, cadmio y mercurio porque las determinaciones de estos metales en la mayoría de las muestras daban valores por debajo del umbral de las técnicas utilizadas. Se han marcado en rojo los valores muy correlacionados, en verde los valores con correlación significativa, en azul los levemente correlacionados y en negro los que no tienen correlación.

Tabla 6-35. Matriz de correlación de metales en tiempo de lluvia.

| | Al_T | Mn_T | Fe_T | Ni_T | Cu_T | Zn_T | Pb_T | Al_D | Mn_D | Fe_D | Ni_D | Cu_D | Zn_D | Pb_D | Al_P | Mn_P | Fe_P | Ni_P | Cu_P | Zn_P | Pb_P |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| pH | -0.06 | 0.05 | -0.04 | -0.12 | -0.30 | -0.16 | -0.16 | 0.37 | 0.11 | -0.13 | -0.11 | 0.31 | 0.27 | 0.19 | -0.06 | 0.02 | -0.04 | -0.11 | -0.32 | -0.19 | -0.17 |
| Cond | -0.11 | -0.05 | -0.06 | 0.10 | 0.30 | 0.29 | 0.15 | 0.54 | 0.02 | 0.40 | 0.44 | 0.47 | 0.51 | 0.71 | -0.11 | -0.08 | -0.06 | 0.07 | 0.26 | 0.21 | 0.14 |
| Turb | 0.82 | 0.66 | 0.83 | 0.93 | 0.94 | 0.93 | 0.95 | -0.23 | 0.57 | 0.67 | 0.59 | -0.27 | -0.17 | 0.06 | 0.82 | 0.69 | 0.82 | 0.92 | 0.95 | 0.94 | 0.95 |
| ST | 0.77 | 0.58 | 0.77 | 0.91 | 0.97 | 0.93 | 0.96 | -0.22 | 0.49 | 0.69 | 0.51 | -0.16 | -0.13 | 0.14 | 0.77 | 0.60 | 0.77 | 0.90 | 0.97 | 0.93 | 0.96 |
| SV | 0.45 | 0.27 | 0.44 | 0.68 | 0.94 | 0.79 | 0.79 | -0.19 | 0.17 | 0.73 | 0.43 | 0.01 | -0.01 | 0.27 | 0.45 | 0.31 | 0.44 | 0.67 | 0.93 | 0.78 | 0.79 |
| SF | 0.92 | 0.76 | 0.94 | 0.95 | 0.81 | 0.89 | 0.94 | -0.20 | 0.70 | 0.53 | 0.49 | -0.29 | -0.22 | 0.00 | 0.92 | 0.77 | 0.94 | 0.95 | 0.83 | 0.90 | 0.94 |
| SDT | 0.26 | 0.22 | 0.28 | 0.45 | 0.52 | 0.57 | 0.47 | 0.27 | 0.28 | 0.65 | 0.65 | 0.15 | 0.35 | 0.53 | 0.25 | 0.19 | 0.28 | 0.42 | 0.50 | 0.51 | 0.46 |
| SDV | 0.31 | 0.29 | 0.29 | 0.40 | 0.40 | 0.42 | 0.42 | 0.04 | 0.34 | 0.50 | 0.61 | -0.06 | 0.21 | 0.35 | 0.31 | 0.26 | 0.29 | 0.37 | 0.40 | 0.38 | 0.41 |
| SDF | 0.20 | 0.15 | 0.24 | 0.41 | 0.50 | 0.55 | 0.43 | 0.33 | 0.21 | 0.63 | 0.58 | 0.22 | 0.36 | 0.54 | 0.19 | 0.13 | 0.24 | 0.38 | 0.48 | 0.49 | 0.42 |
| SST | 0.79 | 0.59 | 0.79 | 0.91 | 0.97 | 0.93 | 0.97 | -0.27 | 0.49 | 0.66 | 0.47 | -0.19 | -0.19 | 0.08 | 0.79 | 0.62 | 0.79 | 0.91 | 0.97 | 0.93 | 0.97 |
| SSV | 0.44 | 0.26 | 0.44 | 0.68 | 0.94 | 0.79 | 0.79 | -0.20 | 0.15 | 0.72 | 0.40 | 0.02 | -0.03 | 0.25 | 0.44 | 0.30 | 0.43 | 0.67 | 0.93 | 0.78 | 0.79 |
| SSF | 0.95 | 0.79 | 0.96 | 0.94 | 0.78 | 0.85 | 0.92 | -0.27 | 0.71 | 0.45 | 0.43 | -0.35 | -0.30 | -0.10 | 0.95 | 0.80 | 0.96 | 0.94 | 0.80 | 0.88 | 0.93 |
| Ssed | 0.45 | 0.24 | 0.44 | 0.67 | 0.92 | 0.78 | 0.79 | -0.28 | 0.14 | 0.72 | 0.29 | -0.01 | -0.12 | 0.18 | 0.45 | 0.29 | 0.43 | 0.67 | 0.91 | 0.78 | 0.78 |
| NTK | 0.17 | 0.07 | 0.17 | 0.44 | 0.59 | 0.57 | 0.50 | 0.04 | 0.05 | 0.72 | 0.35 | 0.23 | 0.22 | 0.29 | 0.17 | 0.08 | 0.17 | 0.43 | 0.57 | 0.52 | 0.50 |
| N-NH ₄ | -0.34 | -0.24 | -0.30 | -0.16 | 0.12 | 0.03 | -0.08 | 0.56 | -0.18 | 0.18 | 0.14 | 0.68 | 0.52 | 0.78 | -0.34 | -0.25 | -0.30 | -0.18 | 0.07 | -0.04 | -0.09 |
| P-PO ₄ _T | 0.61 | 0.47 | 0.62 | 0.75 | 0.86 | 0.84 | 0.80 | -0.18 | 0.40 | 0.69 | 0.48 | -0.12 | -0.02 | 0.23 | 0.61 | 0.50 | 0.61 | 0.74 | 0.86 | 0.83 | 0.80 |
| P-PO ₄ _D | 0.16 | 0.11 | 0.18 | 0.29 | 0.50 | 0.37 | 0.39 | 0.35 | 0.07 | 0.30 | 0.04 | 0.60 | 0.32 | 0.71 | 0.16 | 0.13 | 0.18 | 0.30 | 0.45 | 0.31 | 0.38 |
| DBO ₅ | 0.32 | 0.12 | 0.33 | 0.60 | 0.77 | 0.75 | 0.66 | -0.10 | 0.08 | 0.80 | 0.54 | 0.00 | 0.14 | 0.34 | 0.32 | 0.13 | 0.33 | 0.58 | 0.76 | 0.71 | 0.66 |
| DQO | 0.45 | 0.21 | 0.45 | 0.59 | 0.62 | 0.62 | 0.62 | -0.16 | 0.18 | 0.54 | 0.40 | -0.05 | -0.05 | 0.26 | 0.45 | 0.22 | 0.45 | 0.59 | 0.62 | 0.61 | 0.61 |
| CT | 0.44 | 0.48 | 0.44 | 0.43 | 0.54 | 0.46 | 0.53 | 0.22 | 0.46 | 0.22 | 0.37 | 0.26 | 0.08 | 0.54 | 0.44 | 0.48 | 0.44 | 0.42 | 0.52 | 0.44 | 0.52 |
| Cl | -0.13 | -0.11 | -0.08 | 0.07 | 0.30 | 0.26 | 0.13 | 0.41 | -0.08 | 0.34 | 0.20 | 0.59 | 0.39 | 0.64 | -0.13 | -0.12 | -0.09 | 0.06 | 0.25 | 0.20 | 0.12 |
| COT | 0.55 | 0.59 | 0.54 | 0.46 | 0.48 | 0.40 | 0.54 | 0.06 | 0.56 | 0.10 | 0.33 | 0.03 | -0.08 | 0.33 | 0.55 | 0.59 | 0.54 | 0.45 | 0.47 | 0.41 | 0.54 |
| | Al_T | Mn_T | Fe_T | Ni_T | Cu_T | Zn_T | Pb_T | Al_D | Mn_D | Fe_D | Ni_D | Cu_D | Zn_D | Pb_D | Al_P | Mn_P | Fe_P | Ni_P | Cu_P | Zn_P | Pb_P |
| Al_T | 1.00 | 0.87 | 0.99 | 0.92 | 0.65 | 0.76 | 0.87 | -0.34 | 0.81 | 0.39 | 0.41 | -0.49 | -0.37 | -0.24 | 1.00 | 0.88 | 0.99 | 0.92 | 0.68 | 0.80 | 0.87 |
| Mn_T | 0.87 | 1.00 | 0.87 | 0.73 | 0.46 | 0.57 | 0.67 | -0.12 | 0.96 | 0.20 | 0.38 | -0.37 | -0.27 | -0.17 | 0.87 | 0.99 | 0.87 | 0.73 | 0.48 | 0.60 | 0.67 |
| Fe_T | 0.99 | 0.87 | 1.00 | 0.93 | 0.66 | 0.78 | 0.87 | -0.29 | 0.80 | 0.40 | 0.44 | -0.46 | -0.34 | -0.21 | 0.99 | 0.88 | 1.00 | 0.93 | 0.69 | 0.82 | 0.87 |
| Ni_T | 0.92 | 0.73 | 0.93 | 1.00 | 0.84 | 0.94 | 0.97 | -0.33 | 0.65 | 0.67 | 0.54 | -0.41 | -0.26 | -0.12 | 0.92 | 0.75 | 0.93 | 1.00 | 0.87 | 0.96 | 0.97 |
| Cu_T | 0.65 | 0.46 | 0.66 | 0.84 | 1.00 | 0.91 | 0.91 | -0.21 | 0.34 | 0.71 | 0.44 | -0.10 | -0.12 | 0.14 | 0.65 | 0.50 | 0.66 | 0.84 | 1.00 | 0.91 | 0.91 |
| Zn_T | 0.76 | 0.57 | 0.78 | 0.94 | 0.91 | 1.00 | 0.95 | -0.25 | 0.50 | 0.81 | 0.60 | -0.30 | -0.07 | 0.02 | 0.76 | 0.59 | 0.78 | 0.93 | 0.92 | 0.99 | 0.95 |
| Pb_T | 0.87 | 0.67 | 0.87 | 0.97 | 0.91 | 0.95 | 1.00 | -0.32 | 0.59 | 0.69 | 0.49 | -0.32 | -0.24 | -0.03 | 0.87 | 0.69 | 0.87 | 0.97 | 0.93 | 0.97 | 1.00 |
| Al_D | -0.34 | -0.12 | -0.29 | -0.33 | -0.21 | -0.25 | -0.32 | 1.00 | -0.05 | -0.23 | -0.06 | 0.67 | 0.54 | 0.62 | -0.34 | -0.15 | -0.29 | -0.33 | -0.26 | -0.32 | -0.33 |
| Mn_D | 0.81 | 0.96 | 0.80 | 0.65 | 0.34 | 0.50 | 0.59 | -0.05 | 1.00 | 0.19 | 0.44 | -0.39 | -0.23 | -0.14 | 0.81 | 0.92 | 0.80 | 0.64 | 0.37 | 0.52 | 0.59 |
| Fe_D | 0.39 | 0.20 | 0.40 | 0.54 | 0.71 | 0.81 | 0.69 | -0.23 | 0.19 | 1.00 | 0.59 | -0.24 | -0.01 | 0.09 | 0.39 | 0.21 | 0.39 | 0.65 | 0.72 | 0.79 | 0.69 |
| Ni_D | 0.41 | 0.38 | 0.44 | 0.67 | 0.44 | 0.60 | 0.49 | -0.06 | 0.44 | 0.59 | 1.00 | -0.43 | 0.08 | 0.08 | 0.41 | 0.35 | 0.43 | 0.48 | 0.47 | 0.57 | 0.49 |
| Cu_D | -0.49 | -0.37 | -0.46 | -0.41 | -0.10 | -0.30 | -0.32 | 0.67 | -0.39 | -0.24 | -0.43 | 1.00 | 0.47 | 0.70 | -0.49 | -0.35 | -0.46 | -0.39 | -0.17 | -0.36 | -0.33 |
| Zn_D | -0.37 | -0.27 | -0.34 | -0.26 | -0.12 | -0.07 | -0.24 | 0.54 | -0.23 | -0.01 | 0.08 | 0.47 | 1.00 | 0.55 | -0.37 | -0.28 | -0.34 | -0.28 | -0.15 | -0.21 | -0.25 |
| Pb_D | -0.24 | -0.17 | -0.21 | -0.12 | 0.14 | 0.02 | -0.03 | 0.62 | -0.14 | 0.09 | 0.08 | 0.70 | 0.55 | 1.00 | -0.25 | -0.18 | -0.21 | -0.13 | 0.09 | -0.06 | -0.05 |
| Al_P | 1.00 | 0.87 | 0.99 | 0.92 | 0.65 | 0.76 | 0.87 | -0.34 | 0.81 | 0.39 | 0.41 | -0.49 | -0.37 | -0.25 | 1.00 | 0.88 | 0.99 | 0.92 | 0.68 | 0.80 | 0.87 |
| Mn_P | 0.88 | 0.99 | 0.88 | 0.75 | 0.50 | 0.59 | 0.69 | -0.15 | 0.92 | 0.21 | 0.35 | -0.35 | -0.28 | -0.18 | 0.88 | 1.00 | 0.88 | 0.75 | 0.52 | 0.61 | 0.69 |
| Fe_P | 0.99 | 0.87 | 1.00 | 0.93 | 0.66 | 0.78 | 0.87 | -0.29 | 0.80 | 0.39 | 0.43 | -0.46 | -0.34 | -0.21 | 0.99 | 0.88 | 1.00 | 0.93 | 0.69 | 0.81 | 0.87 |
| Ni_P | 0.92 | 0.73 | 0.93 | 1.00 | 0.84 | 0.93 | 0.97 | -0.33 | 0.64 | 0.65 | 0.48 | -0.39 | -0.28 | -0.13 | 0.92 | 0.75 | 0.93 | 1.00 | 0.86 | 0.95 | 0.97 |
| Cu_P | 0.68 | 0.48 | 0.69 | 0.87 | 1.00 | 0.92 | 0.93 | -0.26 | 0.37 | 0.72 | 0.47 | -0.17 | -0.15 | 0.09 | 0.68 | 0.52 | 0.69 | 0.86 | 1.00 | 0.93 | 0.93 |
| Zn_P | 0.80 | 0.60 | 0.82 | 0.96 | 0.91 | 0.99 | 0.97 | -0.32 | 0.52 | 0.79 | 0.57 | -0.36 | -0.21 | -0.06 | 0.80 | 0.61 | 0.81 | 0.95 | 0.93 | 1.00 | 0.97 |
| Pb_P | 0.87 | 0.67 | 0.87 | 0.97 | 0.91 | 0.95 | 1.00 | -0.33 | 0.59 | 0.69 | 0.49 | -0.33 | -0.25 | -0.05 | 0.87 | 0.69 | 0.87 | 0.97 | 0.93 | 0.97 | 1.00 |

Observando la matriz, se puede concluir que existe cierta correlación entre los distintos metales y que correlacionan también, con los sólidos, los constituyentes no metálicos y con los componentes orgánicos. A continuación, se muestran gráficamente los resultados de las regresiones lineales simples realizadas para el aluminio, hierro, níquel, cobre, plomo y zinc. Se han dividido en dos grupos para mostrar los resultados:

- Metales I: Al y Fe
- Metales II: Cu, Pb, Zn y Ni.

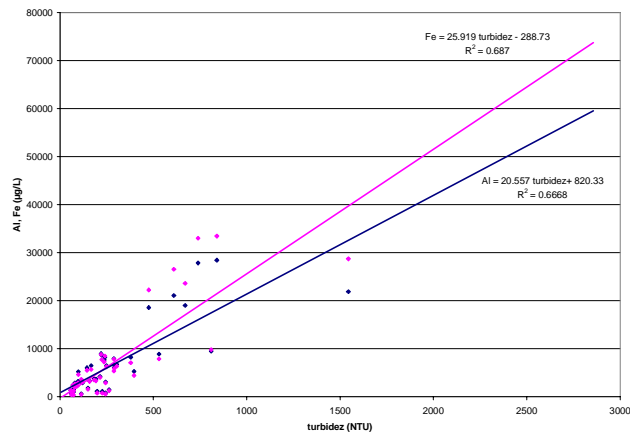


Figura 6-96. Relación entre la turbidez y los metales I en tiempo de lluvia.

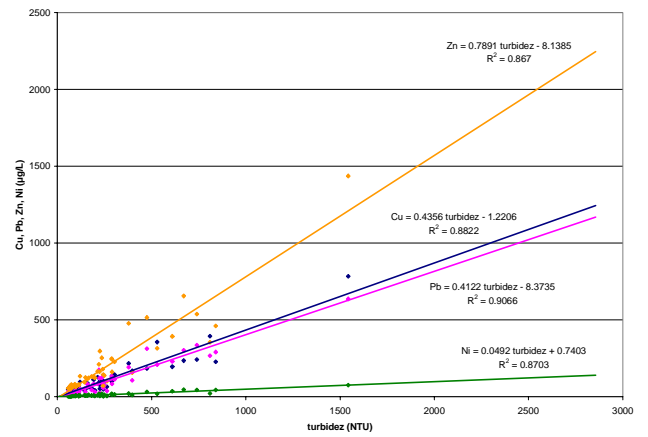


Figura 6-97. Relación entre la turbidez y los metales II en tiempo de lluvia.

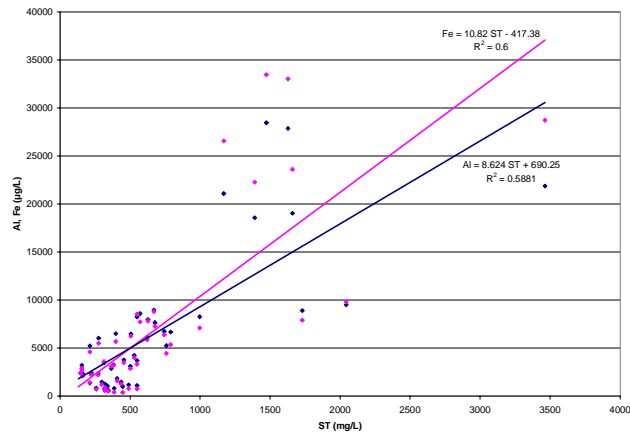


Figura 6-98. Relación entre sólidos totales y los metales I en tiempo de lluvia.

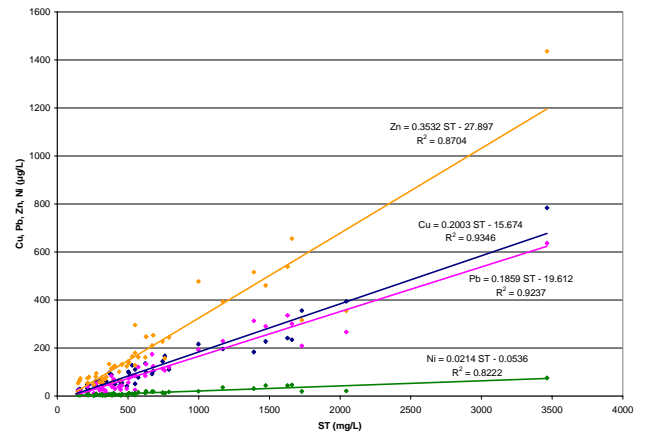


Figura 6-99. Relación entre sólidos totales y los metales II en tiempo de lluvia.

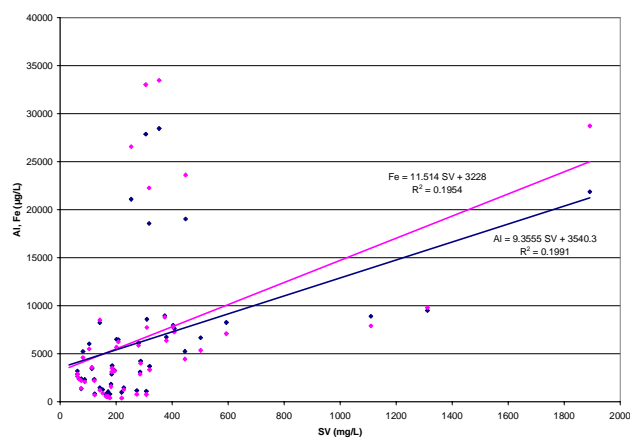


Figura 6-100. Relación entre sólidos volátiles y los metales I en tiempo de lluvia.

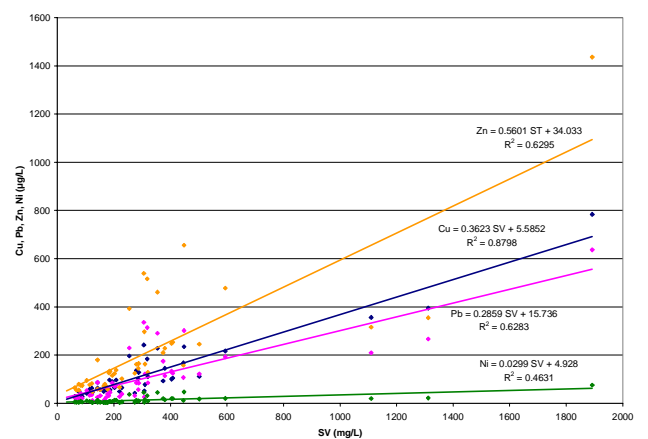


Figura 6-101. Relación entre sólidos volátiles y los metales II en tiempo de lluvia.

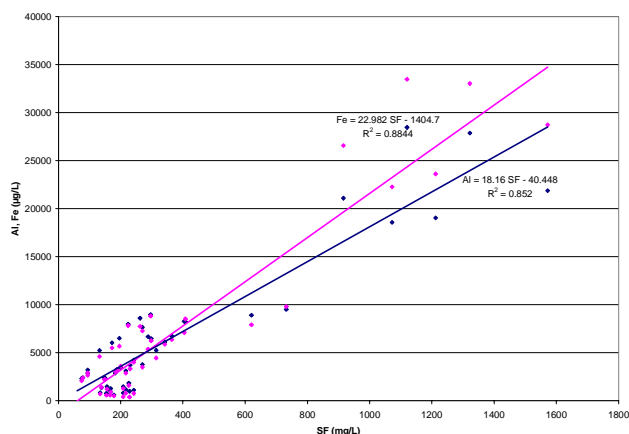


Figura 6-102. Relación entre sólidos fijos y los metales I en tiempo de lluvia.

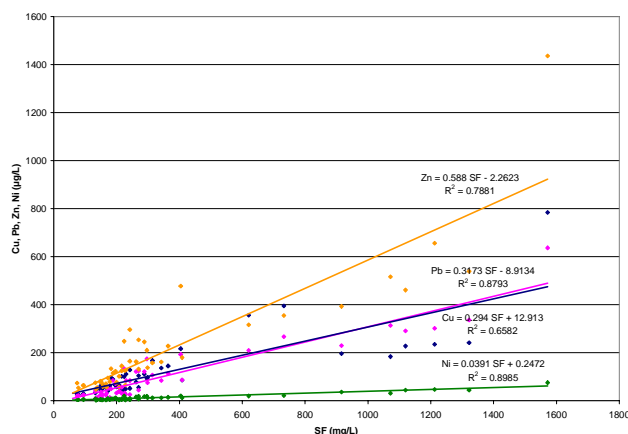


Figura 6-103. Relación entre sólidos fijos y los metales II en tiempo de lluvia.

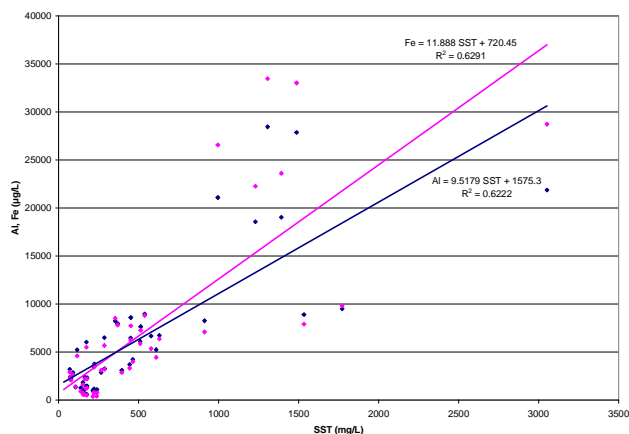


Figura 6-104. Relación entre sólidos en suspensión totales y los metales I en tiempo de lluvia.

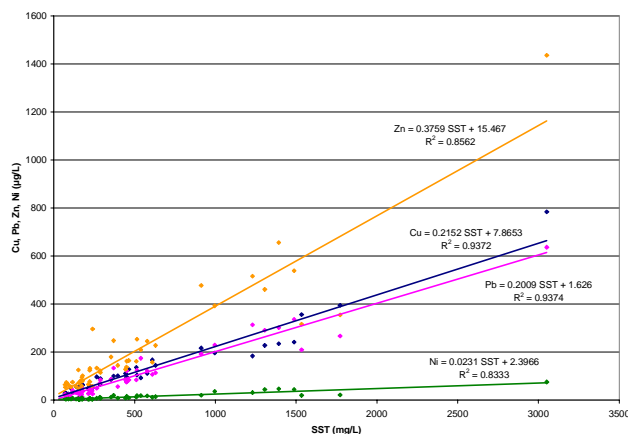


Figura 6-105. Relación entre sólidos en suspensión totales y los metales II en tiempo de lluvia.

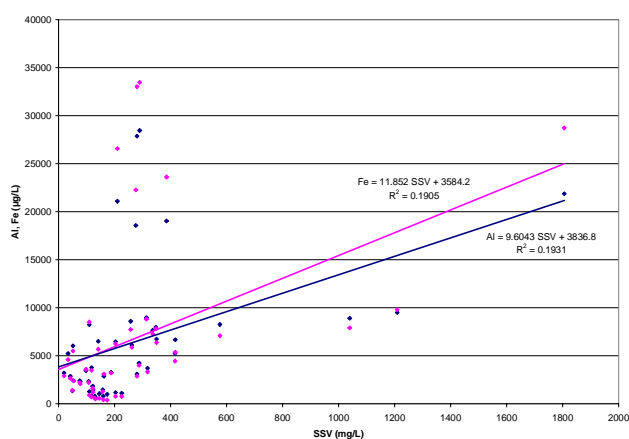


Figura 6-106. Relación entre sólidos en suspensión volátiles y los metales I en tiempo de lluvia.

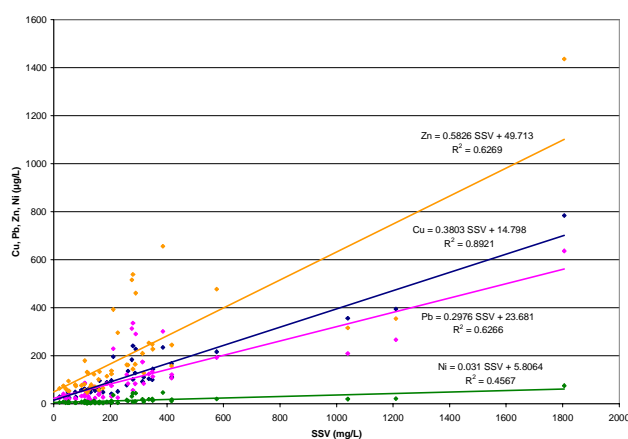


Figura 6-107. Relación entre sólidos en suspensión volátiles y los metales II en tiempo de lluvia.

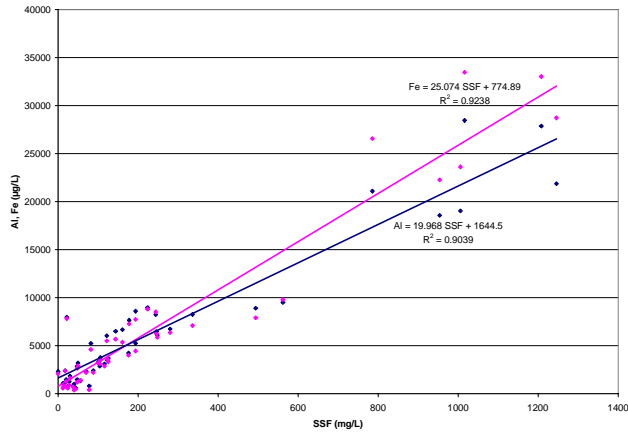


Figura 6-108. Relación entre sólidos en suspensión fijos y los metales I en tiempo de lluvia.

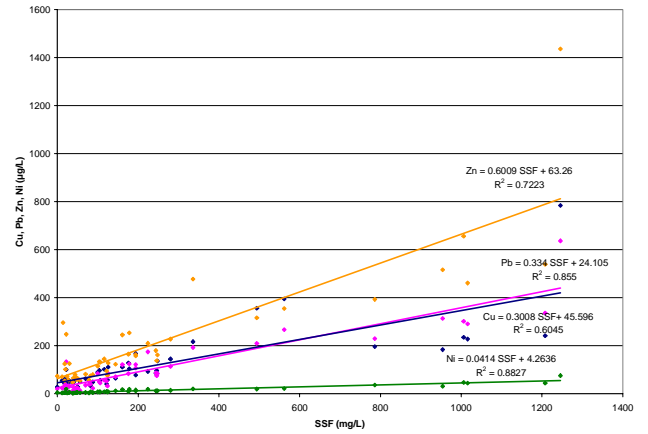


Figura 6-109. Relación entre sólidos en suspensión fijos y los metales II en tiempo de lluvia.

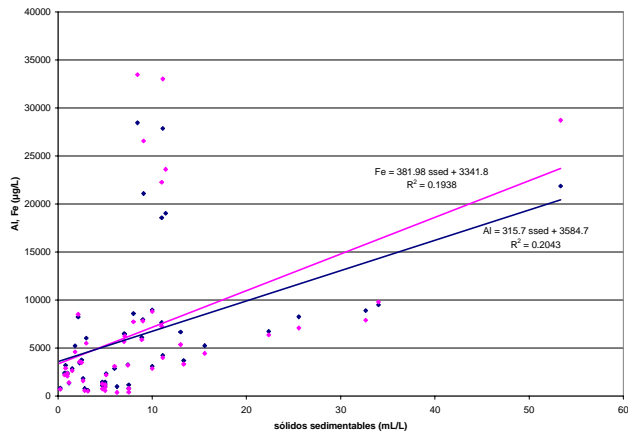


Figura 6-110. Relación entre sólidos sedimentables y los metales I en tiempo de lluvia.

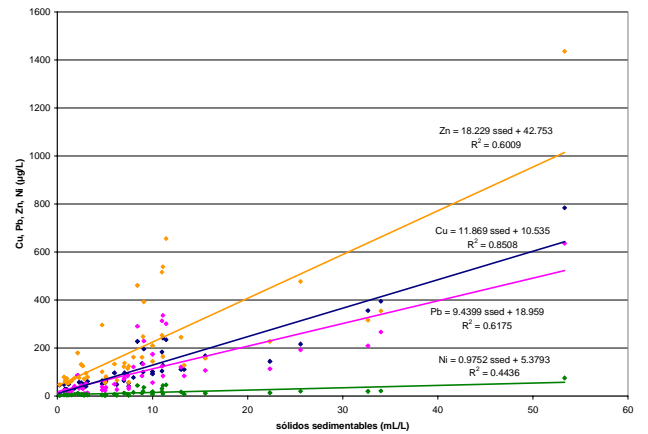


Figura 6-111. Relación entre sólidos sedimentables y los metales II en tiempo de lluvia.

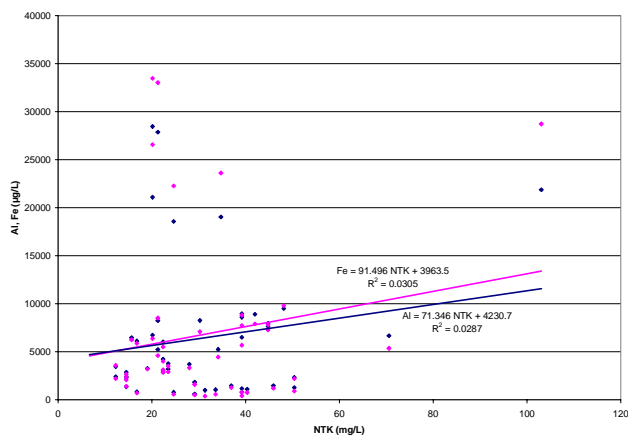


Figura 6-112. Relación entre NTK y los metales I en tiempo de lluvia.

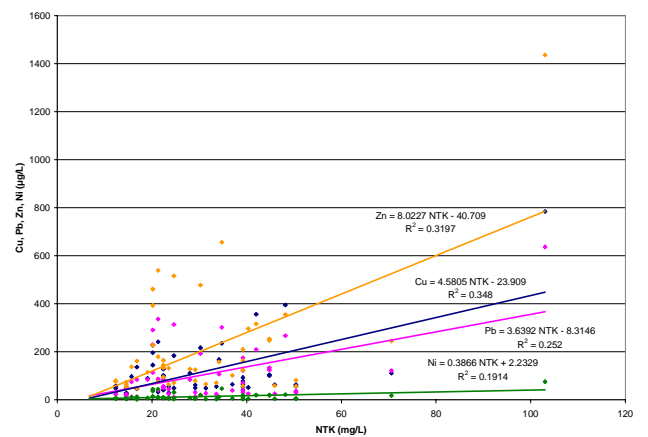


Figura 6-113. Relación entre NTK y los metales II en tiempo de lluvia.

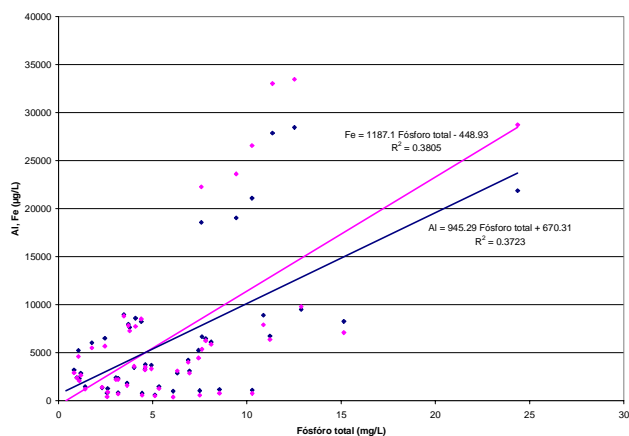


Figura 6-114. Relación entre fósforo total y los metales I en tiempo de lluvia.

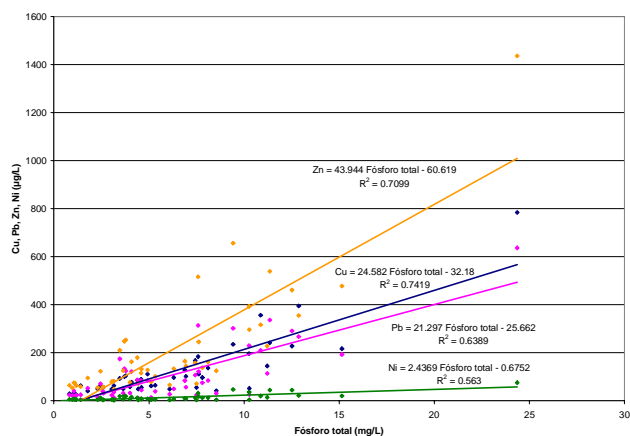


Figura 6-115. Relación entre fósforo total y los metales II en tiempo de lluvia.

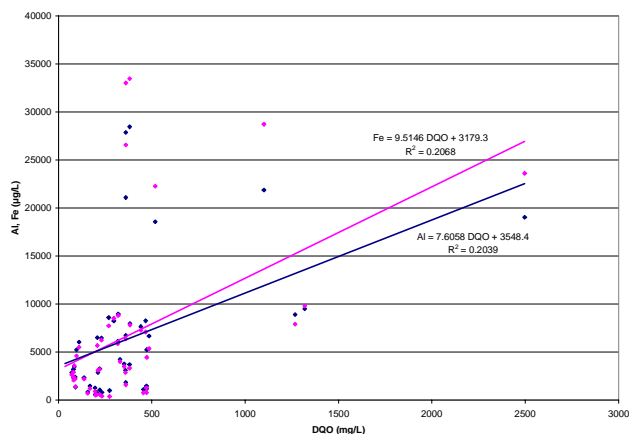


Figura 6-116. Relación entre DQO y los metales I en tiempo de lluvia.

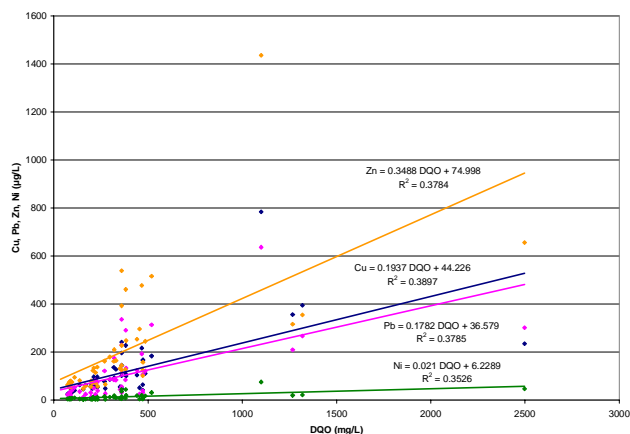


Figura 6-117. Relación entre DQO y los metales II en tiempo de lluvia.

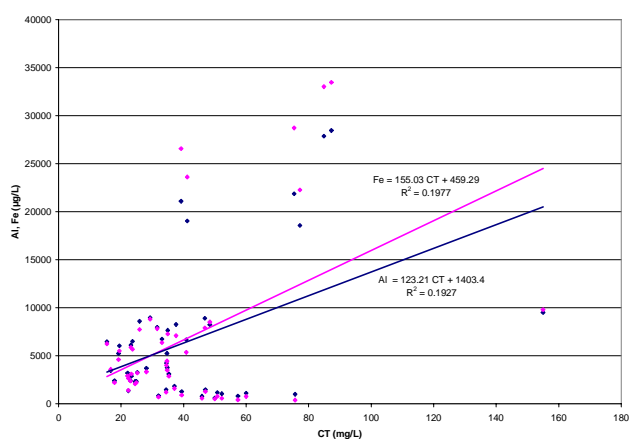


Figura 6-118. Relación entre carbono total y los metales I en tiempo de lluvia.

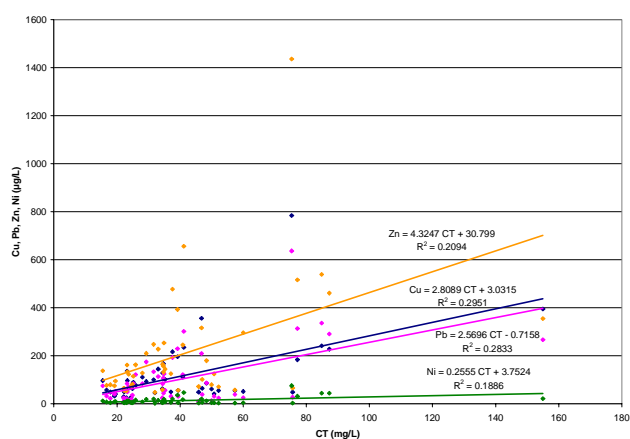


Figura 6-119. Relación entre carbono total y los metales II en tiempo de lluvia.

De la matriz de correlación de metales en tiempo de lluvia y las gráficas presentadas se pueden sacar las siguientes conclusiones:

- La conductividad sólo correlaciona con la fracción disuelta del plomo ($R=0.71$).
- La turbidez presenta correlación con el aluminio total ($R=0.82$), el hierro total ($R=0.83$), el níquel total ($R=0.93$), el cobre total ($R=0.94$), el zinc total ($R=0.93$) y el plomo total ($R=0.95$). Las fracciones particuladas del cobre y zinc presentan coeficiente de correlación algo superiores (0.95 y 0.94, respectivamente). Las correlaciones de la turbidez con la fase disuelta de los metales son, en general, muy malas.
- Los sólidos totales correlacionan con los siguientes metales: aluminio total ($R=0.77$), hierro total ($R=0.77$), níquel total ($R=0.91$), cobre total ($R=0.97$), zinc total ($R=0.93$) y plomo total ($R=0.96$). En particular el aluminio total y el hierro total correlacionan mejor con la fracción de sólidos en suspensión fijos ($R=0.95$ y $R=0.96$, respectivamente), el plomo total con la fracción de sólidos en suspensión ($R=0.95$) y el níquel total con la fracción de sólidos fijos ($R=0.95$).
- Los sólidos sedimentables están correlacionados con el cobre total ($R=0.92$), el zinc total ($R=0.78$) y el plomo total ($R=0.79$). La fracción disuelta del hierro también correlaciona con los sólidos sedimentables ($R=0.72$).
- El NTK correlaciona con la fracción disuelta del hierro ($R=0.72$) mientras que el nitrógeno amoniacal correlaciona con la fracción disuelta del plomo ($R=0.78$).
- El fósforo total está correlacionado con el níquel total ($R=0.75$), el cobre total ($R=0.86$), el zinc total ($R=0.84$) y el plomo total ($R=0.80$).
- La DBO_5 presenta correlación con el cobre total ($R=0.77$), el zinc total ($R=0.75$) y la fracción disuelta del hierro ($R=0.80$).
- Se aprecian buenas correlaciones entre las fracciones totales de los distintos metales analizados. Esto se manifiesta también entre las fases particuladas de los metales, sin embargo, no se observa que existan correlaciones entre las fracciones disueltas de los distintos metales.
- Existe una magnífica correlación entre las fracciones totales de metales pesados y sus fracciones particuladas.

6.1.1.2.2. Análisis estadístico de los parámetros de los sucesos muestreados

Además del análisis estadístico, realizado en los apartados anteriores, sobre los resultados de los análisis de las muestras de tiempo seco y tiempo de lluvia, se puede realizar un análisis integrado de una serie de sucesos que aporta información adicional sobre las tendencias y valores, asignados a una probabilidad, que cabe esperar en un suceso de lluvia, para un determinado parámetro.

Se han determinado las matrices de correlación de las concentraciones máximas de suceso, las concentraciones medias de suceso y las cargas movilizadas para todos los contaminantes medidos en los sucesos, a excepción del carbono y los metales. El motivo de que se hayan descartado estos últimos ha sido que sólo se midieron en cuatro de los trece sucesos muestreados, y parece que cuatro datos no son suficientes para obtener un resultado fiable en este tipo de análisis. A continuación, se muestran los resultados de las matrices de correlación obtenidas que sirven para dar una idea de qué parámetros pueden formularse en función de otros.

Tabla 6-36. Matriz de correlación de concentraciones máximas de suceso en tiempo de lluvia.

| CONCENTRACIONES MÁXIMAS | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------------------|----------------------|----------------------|------------------|------|--------|-------|
| | ST | SV | SF | SDT | SDV | SDF | SST | SSV | SSF | NTK | N-NH ₄ | P-PO ₄ _T | P-PO ₄ _D | DBO ₅ | DQO | DQO_NS | DQO_S |
| ST | 1.00 | 0.98 | 0.96 | 0.84 | 0.28 | 0.84 | 1.00 | 0.98 | 0.94 | 0.82 | 0.41 | 0.79 | 0.82 | 0.96 | 0.99 | 0.88 | 0.98 |
| SV | 0.98 | 1.00 | 0.88 | 0.88 | 0.38 | 0.81 | 0.97 | 1.00 | 0.86 | 0.85 | 0.50 | 0.82 | 0.88 | 0.98 | 0.97 | 0.91 | 0.95 |
| SF | 0.96 | 0.88 | 1.00 | 0.73 | 0.15 | 0.82 | 0.96 | 0.89 | 1.00 | 0.72 | 0.27 | 0.69 | 0.66 | 0.87 | 0.94 | 0.78 | 0.96 |
| SDT | 0.84 | 0.88 | 0.73 | 1.00 | 0.62 | 0.78 | 0.81 | 0.85 | 0.71 | 0.93 | 0.53 | 0.76 | 0.71 | 0.94 | 0.87 | 0.93 | 0.83 |
| SDV | 0.28 | 0.38 | 0.15 | 0.62 | 1.00 | 0.03 | 0.26 | 0.33 | 0.13 | 0.48 | 0.43 | 0.39 | 0.39 | 0.48 | 0.31 | 0.38 | 0.26 |
| SDF | 0.84 | 0.81 | 0.82 | 0.78 | 0.03 | 1.00 | 0.83 | 0.81 | 0.81 | 0.79 | 0.23 | 0.57 | 0.60 | 0.90 | 0.86 | 0.85 | 0.87 |
| SST | 1.00 | 0.97 | 0.96 | 0.81 | 0.26 | 0.83 | 1.00 | 0.98 | 0.95 | 0.79 | 0.41 | 0.78 | 0.81 | 0.95 | 0.98 | 0.87 | 0.98 |
| SSV | 0.98 | 1.00 | 0.89 | 0.85 | 0.33 | 0.81 | 0.98 | 1.00 | 0.88 | 0.83 | 0.50 | 0.81 | 0.87 | 0.97 | 0.97 | 0.90 | 0.95 |
| SSF | 0.94 | 0.86 | 1.00 | 0.71 | 0.13 | 0.81 | 0.95 | 0.88 | 1.00 | 0.69 | 0.23 | 0.67 | 0.64 | 0.85 | 0.92 | 0.76 | 0.94 |
| NTK | 0.82 | 0.85 | 0.72 | 0.93 | 0.48 | 0.79 | 0.79 | 0.83 | 0.69 | 1.00 | 0.63 | 0.80 | 0.62 | 0.92 | 0.84 | 0.90 | 0.81 |
| N-NH ₄ | 0.41 | 0.50 | 0.27 | 0.53 | 0.43 | 0.23 | 0.41 | 0.50 | 0.23 | 0.63 | 1.00 | 0.77 | 0.72 | 0.45 | 0.42 | 0.47 | 0.39 |
| P-PO ₄ _T | 0.79 | 0.82 | 0.69 | 0.76 | 0.39 | 0.57 | 0.78 | 0.81 | 0.67 | 0.80 | 0.77 | 1.00 | 0.60 | 0.87 | 0.80 | 0.86 | 0.76 |
| P-PO ₄ _D | 0.82 | 0.88 | 0.66 | 0.71 | 0.39 | 0.60 | 0.81 | 0.87 | 0.64 | 0.62 | 0.72 | 0.60 | 1.00 | 0.78 | 0.81 | 0.69 | 0.77 |
| DBO ₅ | 0.96 | 0.98 | 0.87 | 0.94 | 0.48 | 0.90 | 0.95 | 0.97 | 0.85 | 0.92 | 0.45 | 0.87 | 0.78 | 1.00 | 0.98 | 0.97 | 0.95 |
| DQO | 0.99 | 0.97 | 0.94 | 0.87 | 0.31 | 0.86 | 0.98 | 0.97 | 0.92 | 0.84 | 0.42 | 0.80 | 0.81 | 0.98 | 1.00 | 0.91 | 0.99 |
| DQO_NS | 0.88 | 0.91 | 0.78 | 0.93 | 0.38 | 0.85 | 0.87 | 0.90 | 0.76 | 0.90 | 0.47 | 0.86 | 0.69 | 0.97 | 0.91 | 1.00 | 0.88 |
| DQO_S | 0.98 | 0.95 | 0.96 | 0.83 | 0.26 | 0.87 | 0.98 | 0.95 | 0.94 | 0.81 | 0.39 | 0.76 | 0.77 | 0.95 | 0.99 | 0.88 | 1.00 |

Tabla 6-37. Matriz de correlación de concentraciones media de suceso en tiempo de lluvia.

| CMS | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------|-------|------|-------|------|------|------|-------|------|-------|------|-------------------|----------------------|----------------------|------------------|------|--------|-------|
| | ST | SV | SF | SDT | SDV | SDF | SST | SSV | SSF | NTK | N-NH ₄ | P-PO ₄ _T | P-PO ₄ _D | DBO ₅ | DQO | DQO_NS | DQO_S |
| ST | 1.00 | 0.83 | 0.97 | 0.68 | 0.13 | 0.89 | 0.99 | 0.83 | 0.96 | 0.42 | -0.03 | 0.78 | 0.60 | 0.90 | 0.97 | 0.41 | 0.98 |
| SV | 0.83 | 1.00 | 0.67 | 0.69 | 0.26 | 0.78 | 0.81 | 0.97 | 0.64 | 0.74 | 0.31 | 0.80 | 0.80 | 0.97 | 0.91 | 0.66 | 0.87 |
| SF | 0.97 | 0.67 | 1.00 | 0.60 | 0.06 | 0.84 | 0.97 | 0.67 | 1.00 | 0.23 | -0.18 | 0.68 | 0.44 | 0.78 | 0.90 | 0.24 | 0.93 |
| SDT | 0.68 | 0.69 | 0.60 | 1.00 | 0.75 | 0.75 | 0.60 | 0.52 | 0.57 | 0.75 | 0.61 | 0.72 | 0.65 | 0.84 | 0.75 | 0.68 | 0.70 |
| SDV | 0.13 | 0.26 | 0.06 | 0.75 | 1.00 | 0.13 | 0.04 | 0.01 | 0.05 | 0.69 | 0.81 | 0.42 | 0.30 | 0.34 | 0.25 | 0.68 | 0.16 |
| SDF | 0.89 | 0.78 | 0.84 | 0.75 | 0.13 | 1.00 | 0.86 | 0.77 | 0.80 | 0.43 | 0.11 | 0.67 | 0.68 | 0.81 | 0.89 | 0.34 | 0.90 |
| SST | 0.99 | 0.81 | 0.97 | 0.60 | 0.04 | 0.86 | 1.00 | 0.83 | 0.96 | 0.35 | -0.11 | 0.74 | 0.57 | 0.88 | 0.96 | 0.35 | 0.97 |
| SSV | 0.83 | 0.97 | 0.67 | 0.52 | 0.01 | 0.77 | 0.83 | 1.00 | 0.65 | 0.59 | 0.11 | 0.72 | 0.75 | 0.93 | 0.88 | 0.51 | 0.86 |
| SSF | 0.96 | 0.64 | 1.00 | 0.57 | 0.05 | 0.80 | 0.96 | 0.65 | 1.00 | 0.19 | -0.21 | 0.66 | 0.40 | 0.76 | 0.88 | 0.23 | 0.91 |
| NTK | 0.42 | 0.74 | 0.23 | 0.75 | 0.69 | 0.43 | 0.35 | 0.59 | 0.19 | 1.00 | 0.73 | 0.61 | 0.70 | 0.77 | 0.57 | 0.84 | 0.48 |
| N-NH ₄ | -0.03 | 0.31 | -0.18 | 0.61 | 0.81 | 0.11 | -0.11 | 0.11 | -0.21 | 0.73 | 1.00 | 0.45 | 0.43 | 0.26 | 0.14 | 0.62 | 0.05 |
| P-PO ₄ _T | 0.78 | 0.80 | 0.68 | 0.72 | 0.42 | 0.67 | 0.74 | 0.72 | 0.66 | 0.61 | 0.45 | 1.00 | 0.48 | 0.81 | 0.79 | 0.60 | 0.75 |
| P-PO ₄ _D | 0.60 | 0.80 | 0.44 | 0.65 | 0.30 | 0.68 | 0.57 | 0.75 | 0.40 | 0.70 | 0.43 | 0.48 | 1.00 | 0.81 | 0.74 | 0.55 | 0.71 |
| DBO ₅ | 0.90 | 0.97 | 0.78 | 0.84 | 0.34 | 0.81 | 0.88 | 0.93 | 0.76 | 0.77 | 0.26 | 0.81 | 0.81 | 1.00 | 0.95 | 0.70 | 0.92 |
| DQO | 0.97 | 0.91 | 0.90 | 0.75 | 0.25 | 0.89 | 0.96 | 0.88 | 0.88 | 0.57 | 0.14 | 0.79 | 0.74 | 0.95 | 1.00 | 0.53 | 0.99 |
| DQO_NS | 0.41 | 0.66 | 0.24 | 0.68 | 0.68 | 0.34 | 0.35 | 0.51 | 0.23 | 0.84 | 0.62 | 0.60 | 0.55 | 0.70 | 0.53 | 1.00 | 0.41 |
| DQO_S | 0.98 | 0.87 | 0.93 | 0.70 | 0.16 | 0.90 | 0.97 | 0.86 | 0.91 | 0.48 | 0.05 | 0.75 | 0.71 | 0.92 | 0.99 | 0.41 | 1.00 |

Tabla 6-38. Matriz de correlación de cargas movilizada por sucesos en tiempo de lluvia.

| CARGAS MOVILIZADAS | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------------------|----------------------|----------------------|------------------|------|--------|-------|
| | ST | SV | SF | SDT | SDV | SDF | SST | SSV | SSF | NTK | N-NH ₄ | P-PO ₄ _T | P-PO ₄ _D | DBO ₅ | DQO | DQO_NS | DQO_S |
| ST | 1.00 | 0.92 | 0.99 | 0.89 | 0.40 | 0.94 | 1.00 | 0.92 | 0.99 | 0.61 | 0.27 | 0.85 | 0.80 | 0.97 | 0.99 | 0.71 | 0.99 |
| SV | 0.92 | 1.00 | 0.86 | 0.88 | 0.51 | 0.87 | 0.91 | 0.98 | 0.85 | 0.78 | 0.40 | 0.87 | 0.74 | 0.97 | 0.93 | 0.83 | 0.90 |
| SF | 0.99 | 0.86 | 1.00 | 0.85 | 0.34 | 0.94 | 0.99 | 0.87 | 1.00 | 0.53 | 0.21 | 0.81 | 0.80 | 0.93 | 0.98 | 0.63 | 0.98 |
| SDT | 0.89 | 0.88 | 0.85 | 1.00 | 0.71 | 0.90 | 0.86 | 0.81 | 0.84 | 0.82 | 0.47 | 0.71 | 0.74 | 0.89 | 0.89 | 0.81 | 0.86 |
| SDV | 0.40 | 0.51 | 0.34 | 0.71 | 1.00 | 0.34 | 0.35 | 0.34 | 0.34 | 0.77 | 0.79 | 0.40 | 0.26 | 0.57 | 0.42 | 0.71 | 0.36 |
| SDF | 0.94 | 0.87 | 0.94 | 0.90 | 0.34 | 1.00 | 0.93 | 0.88 | 0.92 | 0.61 | 0.15 | 0.70 | 0.81 | 0.88 | 0.94 | 0.65 | 0.94 |
| SST | 1.00 | 0.91 | 0.99 | 0.86 | 0.35 | 0.93 | 1.00 | 0.92 | 0.99 | 0.57 | 0.24 | 0.86 | 0.80 | 0.96 | 0.99 | 0.68 | 0.99 |
| SSV | 0.92 | 0.98 | 0.87 | 0.81 | 0.34 | 0.88 | 0.92 | 1.00 | 0.86 | 0.68 | 0.26 | 0.85 | 0.75 | 0.96 | 0.93 | 0.75 | 0.91 |
| SSF | 0.99 | 0.85 | 1.00 | 0.84 | 0.34 | 0.92 | 0.99 | 0.86 | 1.00 | 0.51 | 0.22 | 0.82 | 0.79 | 0.92 | 0.97 | 0.62 | 0.98 |
| NTK | 0.61 | 0.78 | 0.53 | 0.82 | 0.77 | 0.61 | 0.57 | 0.68 | 0.51 | 1.00 | 0.46 | 0.55 | 0.45 | 0.72 | 0.62 | 0.90 | 0.55 |
| N-NH ₄ | 0.27 | 0.40 | 0.21 | 0.47 | 0.79 | 0.15 | 0.24 | 0.26 | 0.22 | 0.46 | 1.00 | 0.47 | 0.22 | 0.75 | 0.32 | 0.42 | 0.29 |
| P-PO ₄ _T | 0.85 | 0.87 | 0.81 | 0.71 | 0.40 | 0.70 | 0.86 | 0.85 | 0.82 | 0.55 | 0.47 | 1.00 | 0.54 | 0.89 | 0.84 | 0.64 | 0.83 |
| P-PO ₄ _D | 0.80 | 0.74 | 0.80 | 0.74 | 0.26 | 0.81 | 0.80 | 0.75 | 0.79 | 0.45 | 0.22 | 0.54 | 1.00 | 0.80 | 0.85 | 0.39 | 0.87 |
| DBO ₅ | 0.97 | 0.97 | 0.93 | 0.89 | 0.57 | 0.88 | 0.96 | 0.96 | 0.92 | 0.72 | 0.75 | 0.89 | 0.80 | 1.00 | 0.97 | 0.76 | 0.95 |
| DQO | 0.99 | 0.93 | 0.98 | 0.89 | 0.42 | 0.94 | 0.99 | 0.93 | 0.97 | 0.62 | 0.32 | 0.84 | 0.85 | 0.97 | 1.00 | 0.69 | 1.00 |
| DQO_NS | 0.71 | 0.83 | 0.63 | 0.81 | 0.71 | 0.65 | 0.68 | 0.75 | 0.62 | 0.90 | 0.42 | 0.64 | 0.39 | 0.76 | 0.69 | 1.00 | 0.62 |
| DQO_S | 0.99 | 0.90 | 0.98 | 0.86 | 0.36 | 0.94 | 0.99 | 0.91 | 0.98 | 0.55 | 0.29 | 0.83 | 0.87 | 0.95 | 1.00 | 0.62 | 1.00 |

Haciendo el análisis de regresión lineal simple se obtienen las ecuaciones de regresión lineal simple, que permiten estimar el valor de un parámetro en función del valor de otro. Al hacer este análisis se ha obligado a que los términos independientes de las ecuaciones de regresión lineal fuesen cero. A primera vista ya se ve que los sólidos disueltos volátiles y los componentes nitrogenados, en particular el nitrógeno amoniacal, son los que presenta peores correlaciones con el resto de contaminantes. Esto puede deberse a que su origen este en las aguas residuales de tiempo seco.

En la tabla 6-39 se muestran los resultados del análisis de regresión realizado para la concentración máxima, la concentración media de suceso y la carga movilizada de los siguientes contaminantes: ST, DQO, DBO₅, NTK, nitrógeno amoniacal y fósforo total. A continuación, se representan estos mismos resultados, gráficamente.

Tabla 6-39. Ecuaciones de regresión lineal simple para sucesos en tiempo de lluvia.

| Ecuación de regresión lineal simple | R ² |
|--|----------------|
| CMAX _{ST} = 1.1622 CMAX _{SST} | 0.9913 |
| CMAX _{DQO} = 0.7755 CMAX _{SST} | 0.9591 |
| CMAX _{DBO} = 0.3255 CMAX _{DQO} | 0.9347 |
| CMAX _{NTK} = 0.204 CMAX _{SDT} | 0.7771 |
| CMAX _{nitrógeno amoniacal} = 0.2835 CMAX _{NTK} | 0.3039 |
| CMAX _{fósforo total} = 0.0378 CMAX _{DBO} | 0.6329 |
| CMS _{ST} = 1.234 CMS _{SST} | 0.9558 |
| CMS _{DQO} = 0.6393 CMS _{SST} | 0.8978 |
| CMS _{DBO} = 0.2857 CMS _{DQO} | 0.8667 |
| CMS _{NTK} = 0.1932 CMS _{SDT} | 0.5413 |
| CMS _{nitrógeno amoniacal} = 0.1239 CMS _{NTK} | 0.4794 |
| CMS _{fósforo total} = 0.0563 CMS _{DBO} | 0.5972 |
| CMOV _{ST} = 1.1694 CMOV _{SST} | 0.9912 |
| CMOV _{DQO} = 0.5643 CMOV _{SST} | 0.9815 |
| CMOV _{DBO} = 0.2337 CMOV _{DQO} | 0.9363 |
| CMOV _{NTK} = 0.1923 CMOV _{SDT} | 0.6267 |
| CMOV _{nitrógeno amoniacal} = 0.0167 CMOV _{DBO} | 0.3468 |
| CMOV _{fósforo total} = 0.0642 CMOV _{DBO} | 0.7603 |

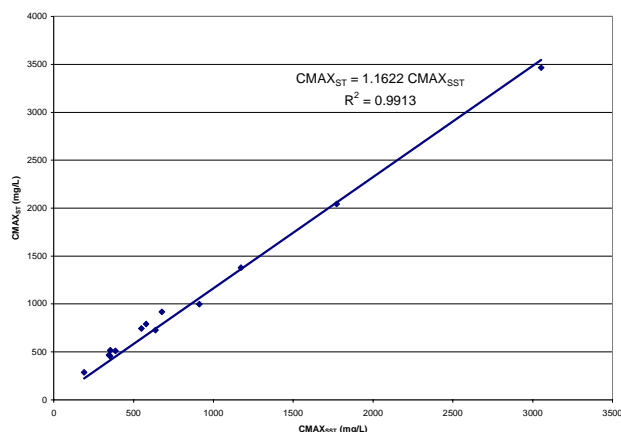


Figura 6-120. Relación entre la concentración máxima de suceso de sólidos totales y la de sólidos en suspensión totales.

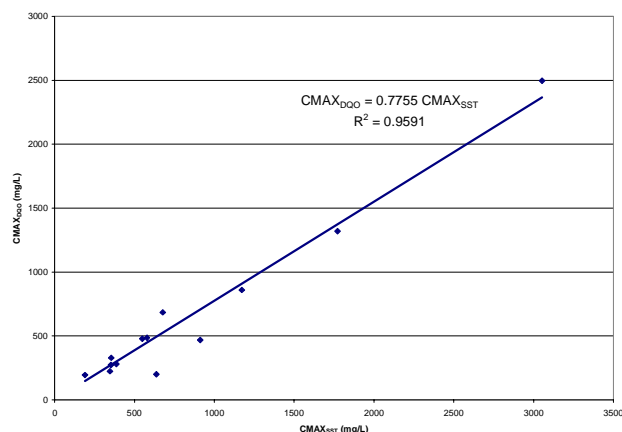


Figura 6-121. Relación entre la concentración máxima de suceso de DQO y la de sólidos en suspensión totales.

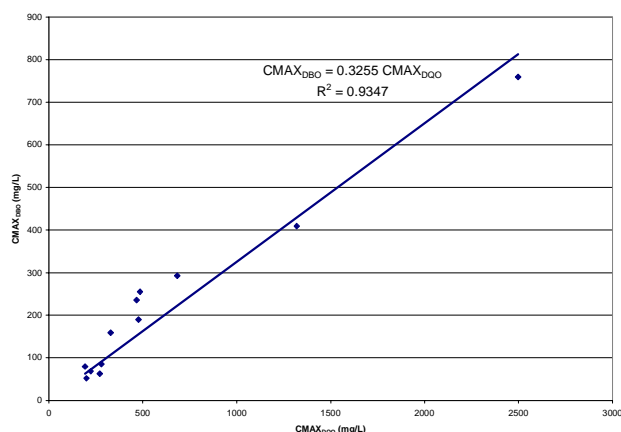


Figura 6-122. Relación entre la concentración máxima de suceso de DQO y la de DBO₅.

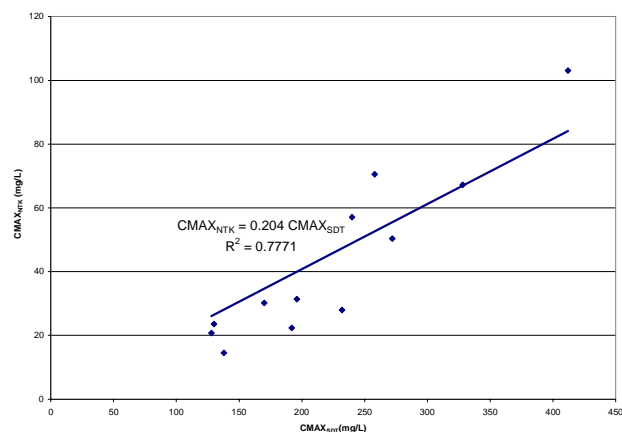


Figura 6-123. Relación entre la concentración máxima de suceso de NTK y la de sólidos disueltos totales.

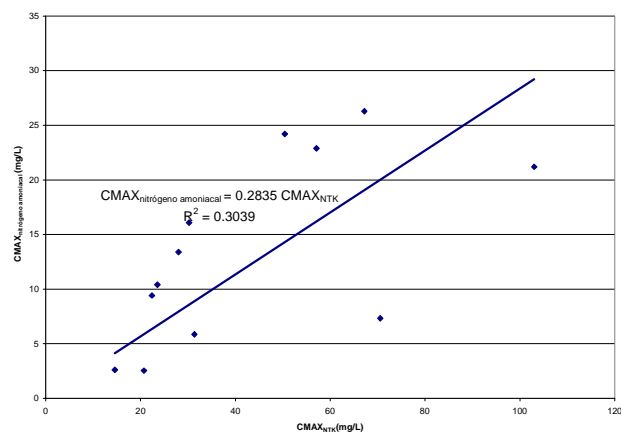


Figura 6-124. Relación entre la concentración máxima de suceso de nitrógeno amoniacal y la de NTK.

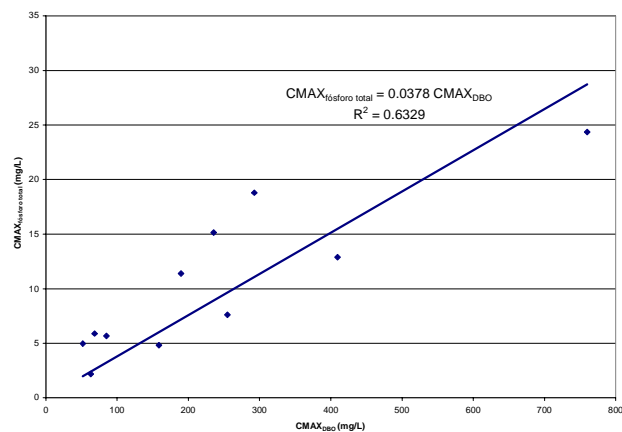


Figura 6-125. Relación entre la concentración máxima de suceso de fósforo total y la DBO₅.

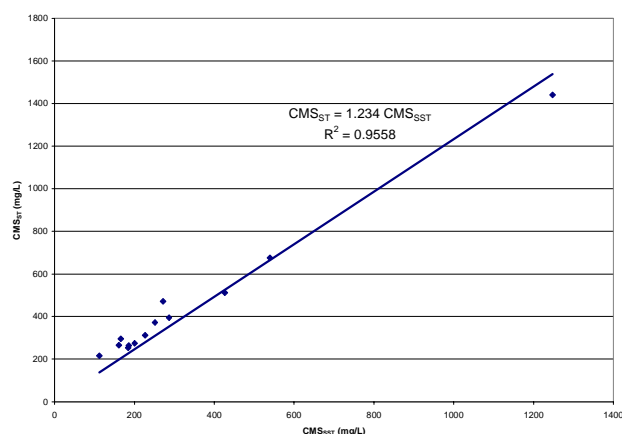


Figura 6-126. Relación entre la concentración media de suceso de sólidos totales y la de sólidos en suspensión totales.

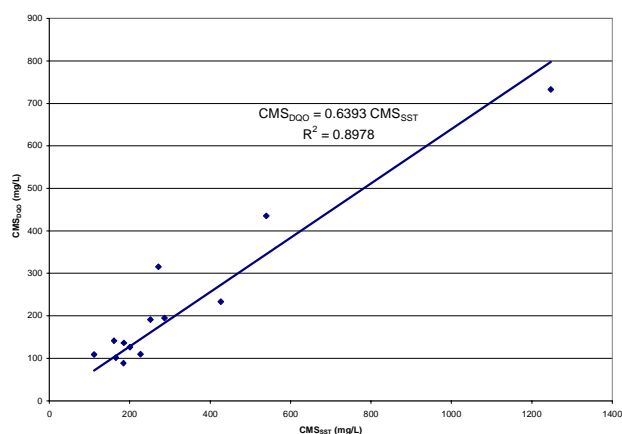


Figura 6-127. Relación entre la concentración media de suceso de DQO y la de sólidos en suspensión totales.

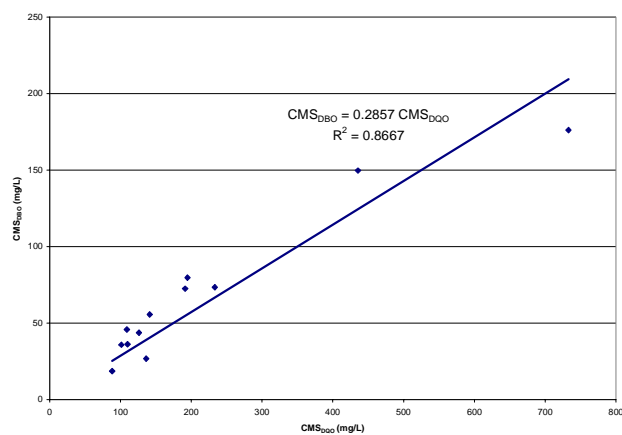


Figura 6-128. Relación entre la concentración media de suceso de DBO₅ y la de DQO.

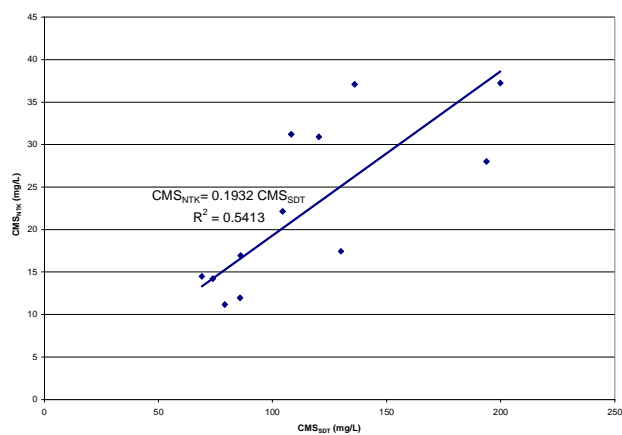


Figura 6-129. Relación entre la concentración media de suceso de NTK y la de sólidos disueltos totales.

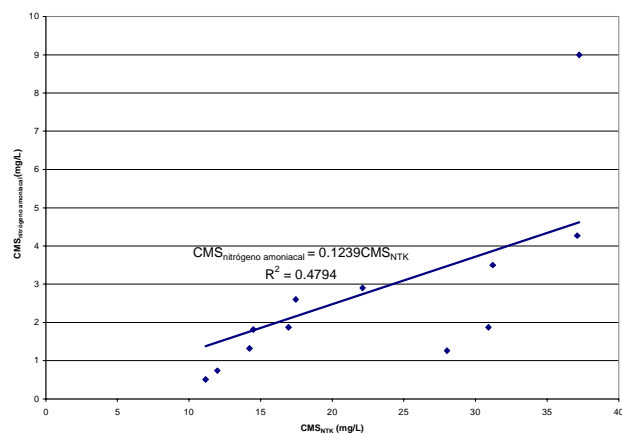


Figura 6-130. Relación entre la concentración media de suceso de nitrógeno amoniacal y la de NTK.

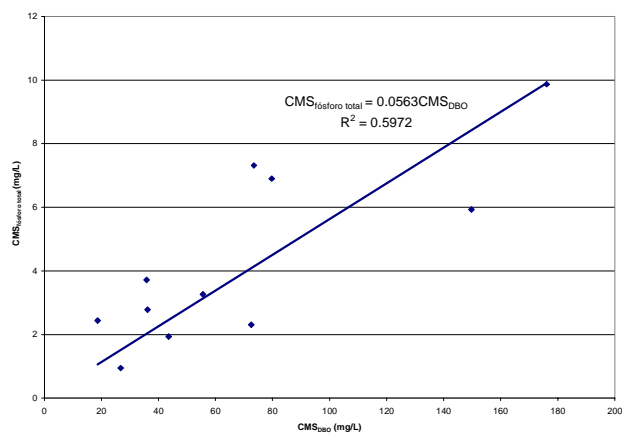


Figura 6-132. Relación entre la concentración media de suceso de fósforo total y la de DBO₅.

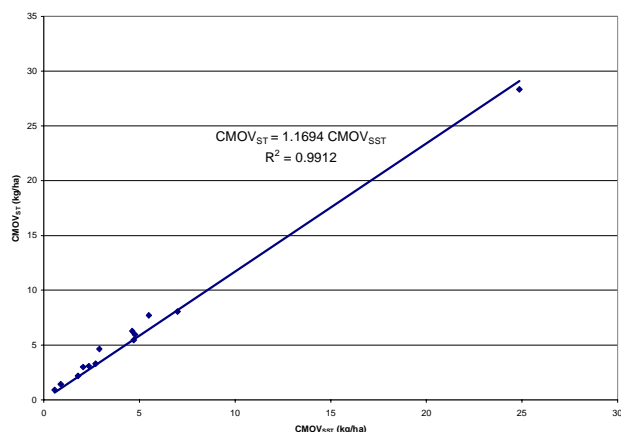


Figura 6-131. Relación entre la carga movilizada por suceso de sólidos totales y la de sólidos en suspensión totales.

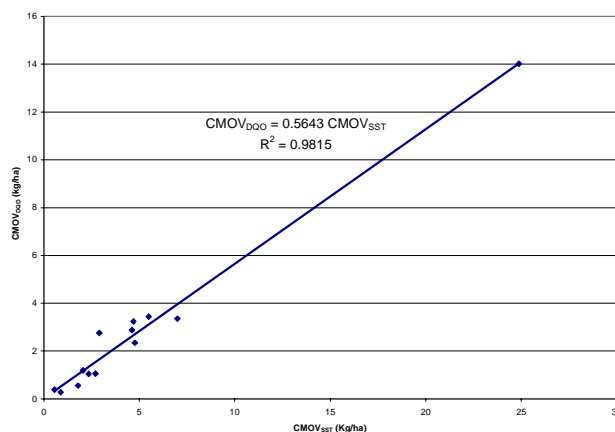


Figura 6-133. Relación entre la carga movilizada por suceso de DQO y la de sólidos en suspensión totales.

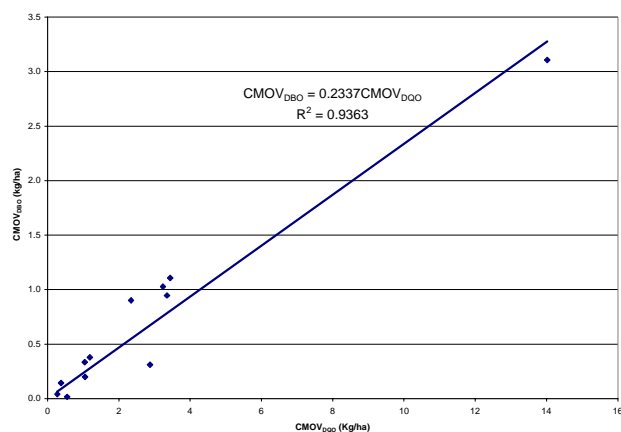


Figura 6-134. Relación entre la carga movilizada por suceso de DBO₅ y la de DQO.

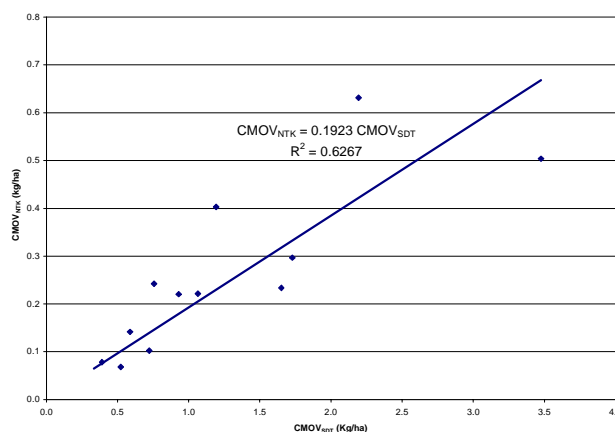


Figura 6-135. Relación entre la carga movilizada por suceso de NTK y la de sólidos disueltos totales.

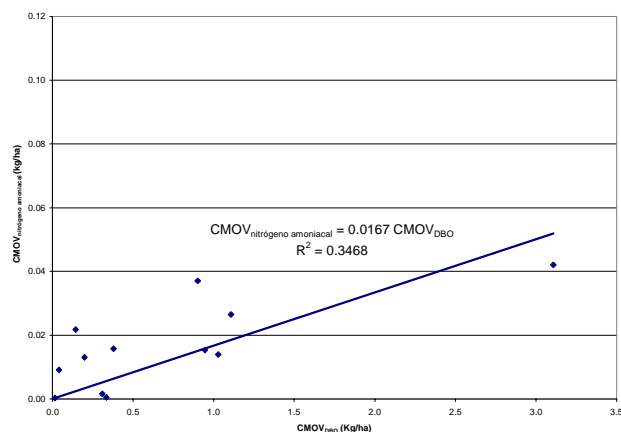


Figura 6-136. Relación entre la carga movilizada por suceso de nitrógeno amoniacal y la de DBO₅.

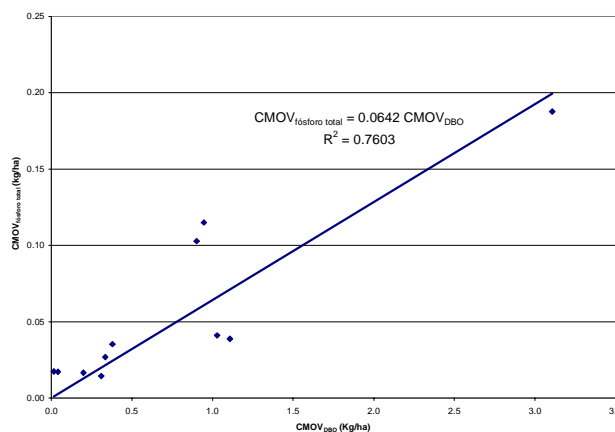


Figura 6-137. Relación entre la carga movilizada por suceso de fósforo total y la de DBO₅.

Además del análisis de regresión lineal simple, cuyos resultados se han mostrado, se realizó un análisis de regresión lineal multivariable, que permite obtener todos los parámetros en los que se ha centrado el estudio, en función de otros más o menos fáciles de determinar. En este caso se han elegido los SDT, los SST y la DQO para poner los ST, la DBO₅, el NTK, el nitrógeno amoniacal y el fósforo total en función de ellos. Para los ST, la DBO₅ y el NTK ya se habían encontrado relaciones lineales simples que cumplían este requisito. Sin embargo, para el nitrógeno amoniacal y el fósforo hubo que realizar un análisis de regresión múltiple.

El análisis de regresión múltiple se realizó utilizando el método Stepwise del programa MINITAB. Este método elimina y añade variables al modelo de regresión con el propósito de identificar el grupo de variables útiles para la predicción.

El primer paso en la regresión Stepwise es calcular el estadístico F y el valor p para cada variable en el modelo. Si el modelo contiene j variables, entonces F para cualquier variable X_r se puede calcular como:

$$F_{(1, n-j-1)} = \frac{SSE_{\{j-X_r\}} - SSE_j}{MSE_j}$$

donde n es el número de observaciones, $SSE_{\{j-X_r\}}$ es el error suma de cuadrados para el modelo después de eliminar la variable X_r , y SSE_j y MSE_j son el error suma de cuadrados y el error cuadrático medio (respectivamente) para el modelo antes de eliminar la variable X_r .

Si el valor de p , para cualquiera de las variables, es superior que un cierto valor alfa de salida, entonces la variable que tenga el valor p mayor, se elimina del modelo; se calcula la ecuación de regresión, se imprimen los resultados y se inicia el siguiente paso.

Si no se puede eliminar ninguna variable el procedimiento intenta añadir una. Se calculan el estadístico F y el valor de p para todas las variables que están fuera del modelo. Si el modelo contiene j variables, entonces F para cualquier variable X_a se puede calcular como:

$$F_{(1, n-j)} = \frac{SSE_j - SSE_{\{j+X_a\}}}{MSE_{\{j+X_a\}}}$$

donde n es el número de observaciones, SSE_j se calcula antes de añadir X_a al modelo y $SSE_{\{j+X_a\}}$ y $MSE_{\{j+X_a\}}$ se calculan después de añadir X_a al modelo.

Si el valor de p correspondiente al valor de F de cualquier variable es menor que el alfa de entrada, la variable con el valor de p más pequeño se añade al modelo. Después se calcula la ecuación de regresión se muestran los resultados en la pantalla y se ejecuta un nuevo paso. Cuando no pueden entrar ni salir más variables se termina el procedimiento Stepwise.

Para ejecutar este método es necesario introducir la variable que se quiere determinar (variable respuesta), el conjunto de variables en función de las cuales se quiere expresar (variables predictoras) y los valores de alfa de entrada y de salida, y

se obtienen, como resultado, la ecuación de regresión lineal multivariable y el valor de coeficiente de correlación. Las variables respuesta fueron $CMAX_{\text{nitrógeno amoniacal}}$, $CMAX_{\text{fósforo total}}$, $CMS_{\text{nitrógeno amoniacal}}$, $CMS_{\text{fósforo total}}$, $CMOV_{\text{nitrógeno amoniacal}}$ y $CMOV_{\text{fósforo total}}$ y las variables predictoras fueron: $CMAX_{SDT}$, $CMAX_{SST}$, $CMAX_{DQO}$, CMS_{SDT} , CMS_{SST} , CMS_{DQO} , $CMOV_{SDT}$, $CMOV_{SST}$ y $CMOV_{DQO}$.

En la tabla siguiente se muestran las ecuaciones lineales multivariadas obtenidas al aplicar el método de Stepwise.

Tabla 6-40. Ecuaciones de regresión lineal multivariable para sucesos en tiempo de lluvia.

| Ecuación de regresión lineal multivariable | R² |
|---|----------------------|
| $CMAX_{\text{nitrógeno amoniacal}} = 0.120 CMAX_{SDT} - 7.6 CMOV_{SDT} - 2.492$ | 0.5178 |
| $CMAX_{\text{fósforo total}} = 0.0082 CMAX_{DQO} + 5.249$ | 0.6429 |
| $CMS_{\text{nitrógeno amoniacal}} = 0.0541 CMS_{SDT} - 0.275 CMOV_{SST} - 2.0856$ | 0.8001 |
| $CMS_{\text{fósforo total}} = 0.0119 CMS_{DQO} + 1.789$ | 0.6248 |
| $CMOV_{\text{nitrógeno amoniacal}} = 0.00063 CMS_{SDT} - 0.00003 CMS_{SST} - 0.03917$ | 0.7339 |
| $CMOV_{\text{fósforo total}} = 0.0071 CMOV_{SST} + 0.01888$ | 0.7316 |

Dado que se trabaja con variables aleatorias la conceptualización de las mismas puede realizarse a través de funciones de distribución de probabilidad. Esto exige escoger una determinada función de probabilidad y comprobar cómo se ajustan los datos ordenados a este tipo de distribución. Se utilizó la distribución lognormal, pues es recomendada por la bibliografía como una de las más adecuadas al problema que nos ocupa y dio buenos ajustes con los datos del PROMEDSU.

El ajuste a las distintas funciones se realizó por el método de máxima verosimilitud, utilizando, como parámetro de bondad de ajuste, el estadístico de Anderson-Darling, insesgado (adj.) respecto del número de puntos utilizado. Existe un mejor ajuste cuanto menor es el valor del estadístico. Un número cercano a 1 indica un buen ajuste; un número por encima de 2 es, claramente, un mal ajuste.

A cada curva se le asoció su intervalo de confianza con un nivel de significación del 95%, que se plasma en dos curvas que acompañan, a ambos lados, a la recta de regresión. Se considera que el ajuste es tanto más fiable cuanto más estrecho es el intervalo entre las curvas.

A continuación se muestran gráficamente los resultados obtenidos para la concentración máxima, la concentración media de suceso y la carga movilizada, para todos los contaminantes analizados en este apartado. El MINITAB edita los gráficos en inglés y no es trivial pasar los términos al castellano por lo que se mantienen en inglés.

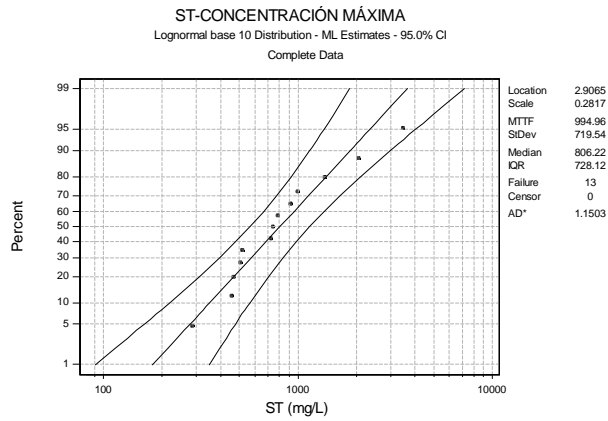


Figura 6-138. Distribución lognormal para la concentración máxima de ST.

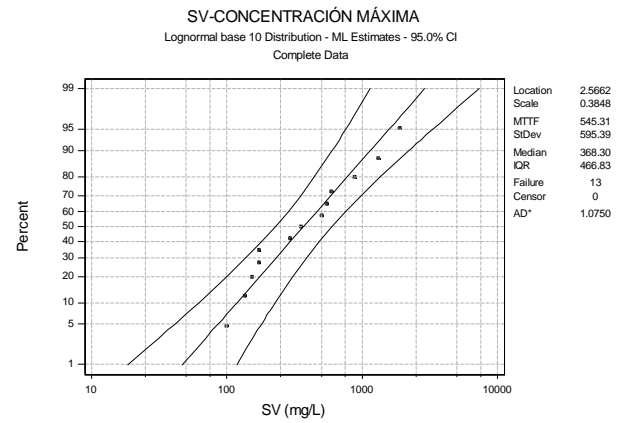


Figura 6-139. Distribución lognormal para la concentración máxima de SV.

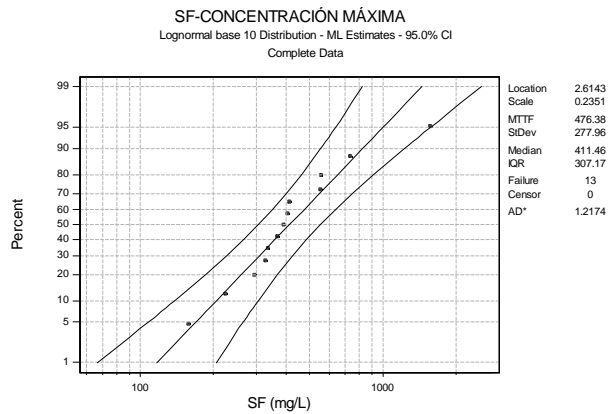


Figura 6-140. Distribución lognormal para la concentración máxima de SF.

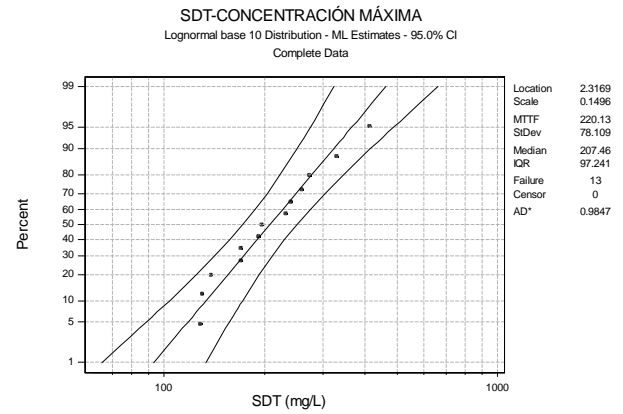


Figura 6-141. Distribución lognormal para la concentración máxima de SDT.

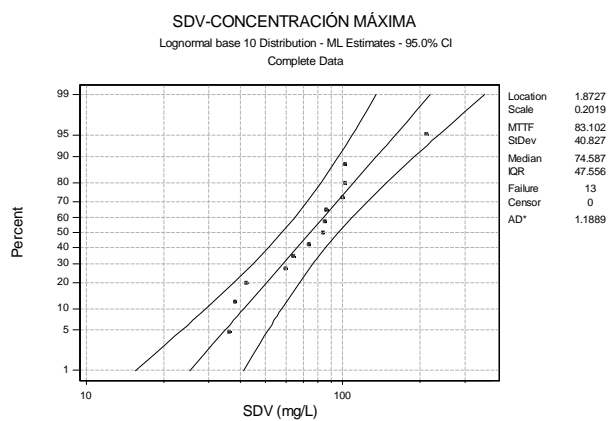


Figura 6-142. Distribución lognormal para la concentración máxima de SDV.

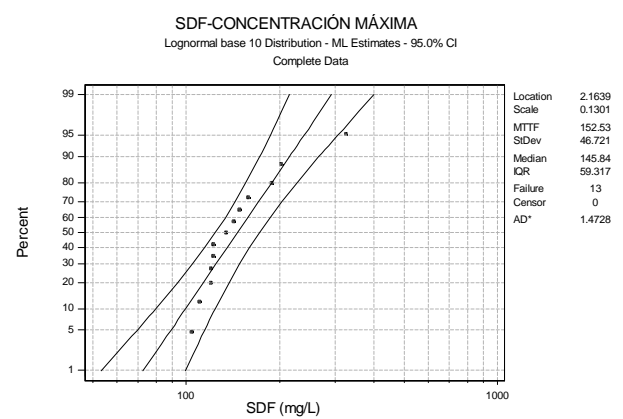


Figura 6-143. Distribución lognormal para la concentración máxima de SDF.

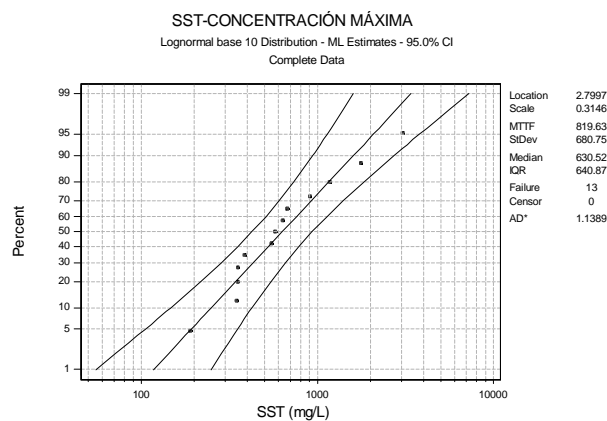


Figura 6-144. Distribución lognormal para la concentración máxima de SST.

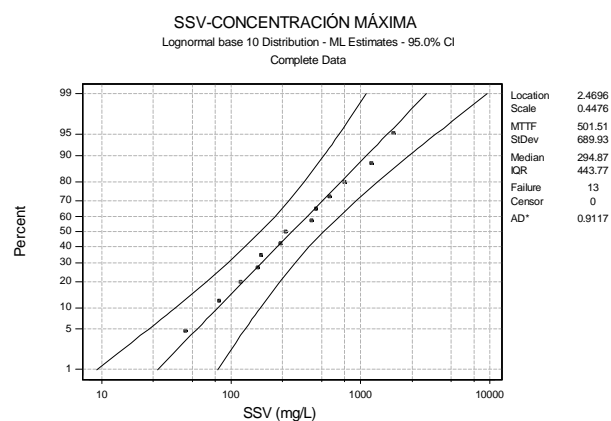


Figura 6-145. Distribución lognormal para la concentración máxima de SSV.

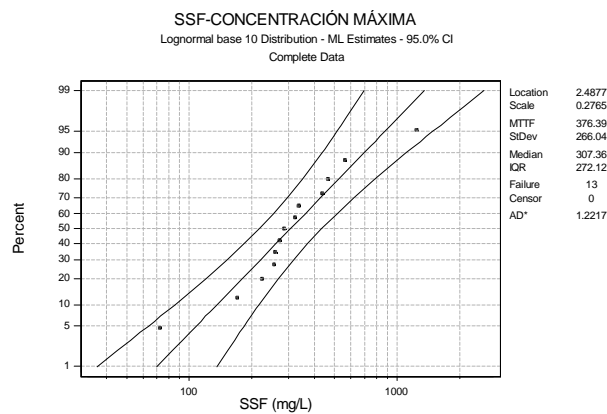


Figura 6-146. Distribución lognormal para la concentración máxima de SSF.

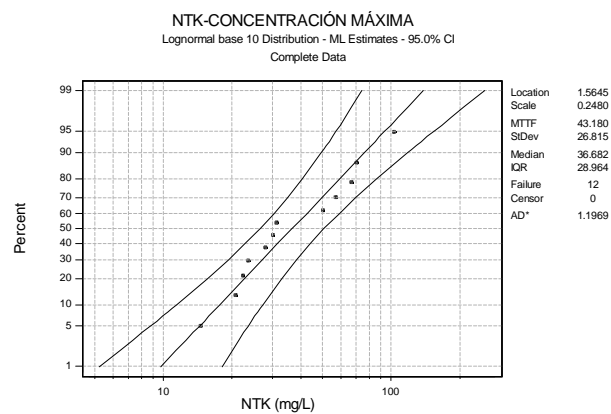


Figura 6-147. Distribución lognormal para la concentración máxima de NTK.

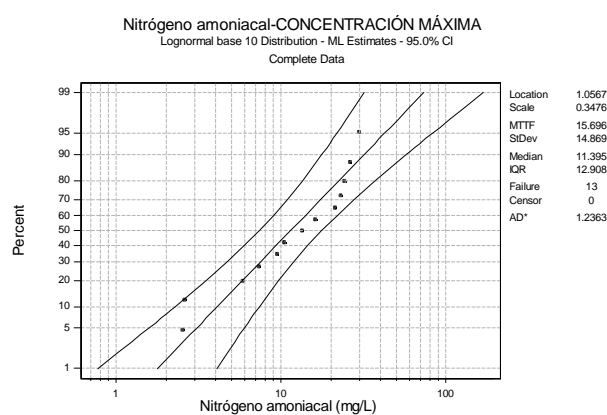


Figura 6-148. Distribución lognormal para la concentración máxima de nitrógeno amoniacal.

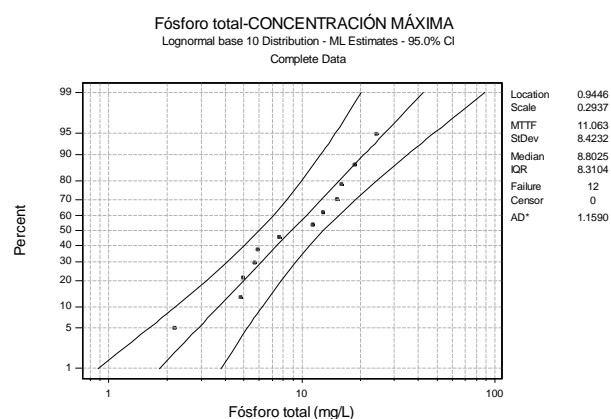


Figura 6-149. Distribución lognormal para la concentración máxima de fósforo total.

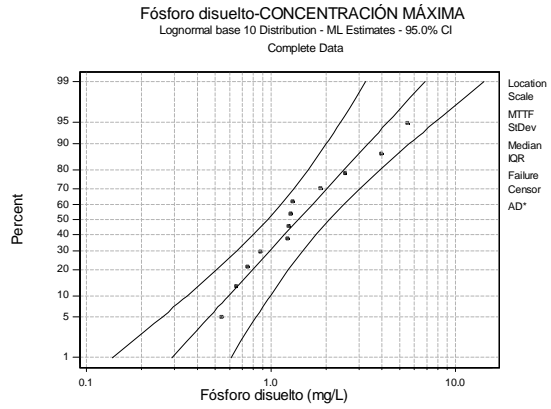


Figura 6-150. Distribución lognormal para la concentración máxima de fósforo disuelto.

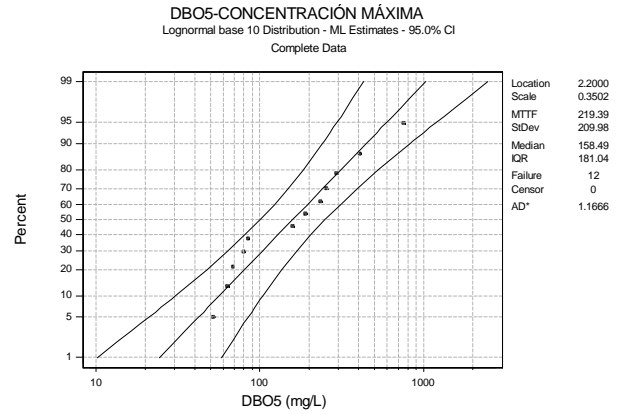


Figura 6-151. Distribución lognormal para la concentración máxima de DBO₅.

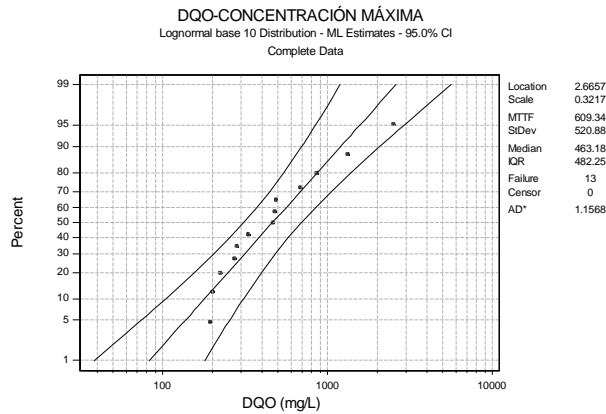


Figura 6-152. Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO.

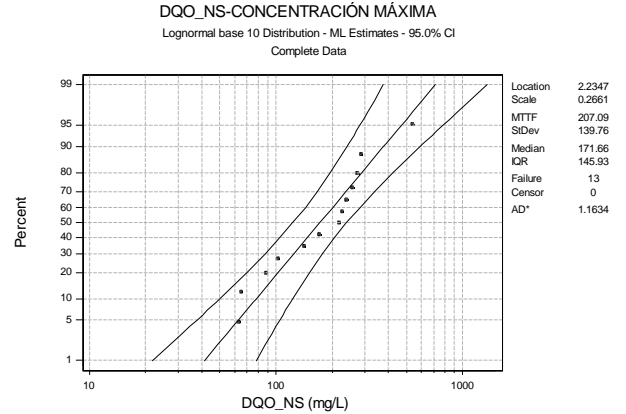


Figura 6-153. Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO no sedimentable.

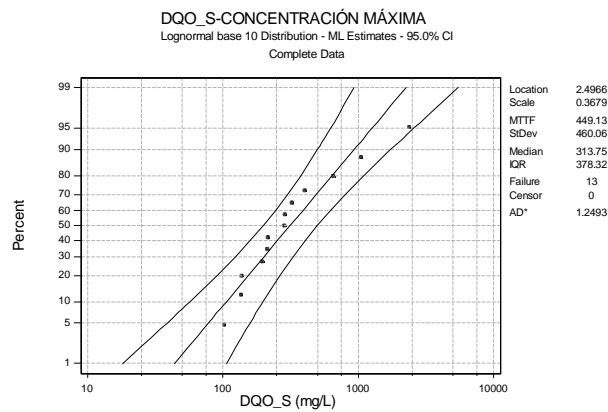


Figura 6-154. Distribución lognormal para la concentración máxima de DQO sedimentable.

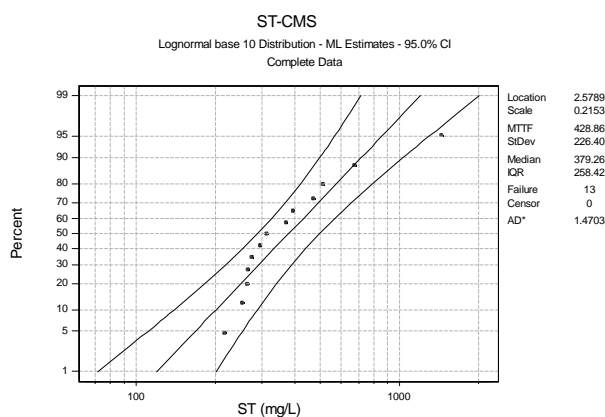


Figura 6-155. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de ST.

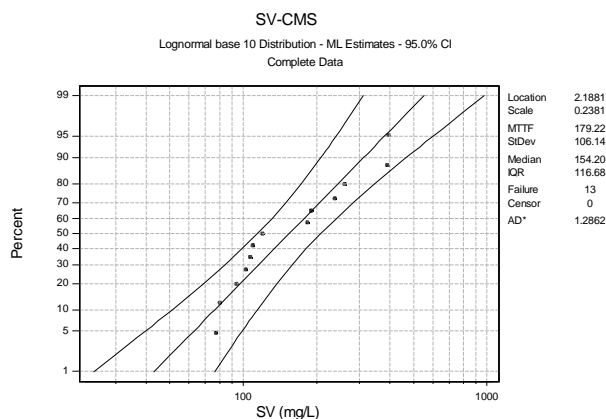


Figura 6-156. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SV.

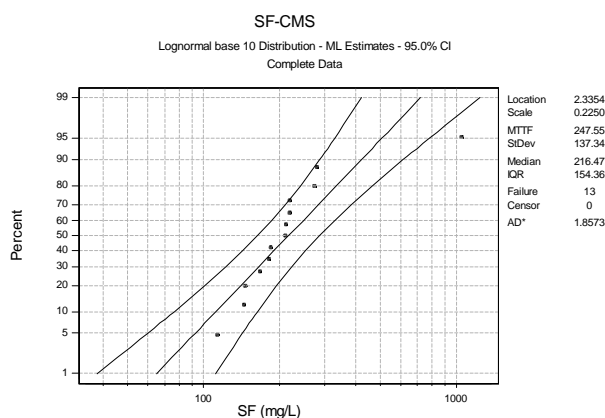


Figura 6-157. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SF.

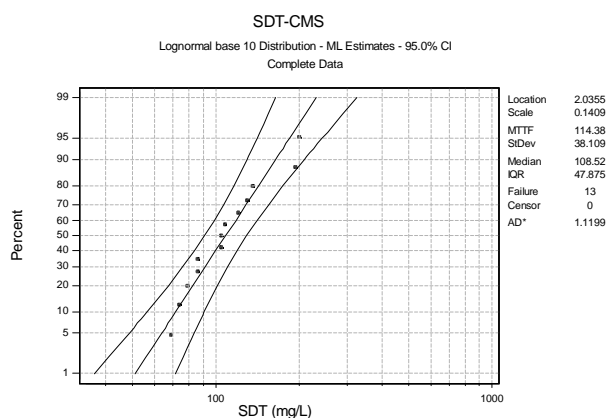


Figura 6-158. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SDT.

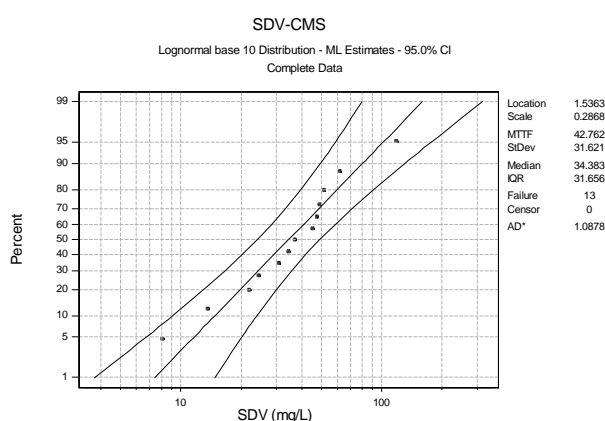


Figura 6-159. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SDV.

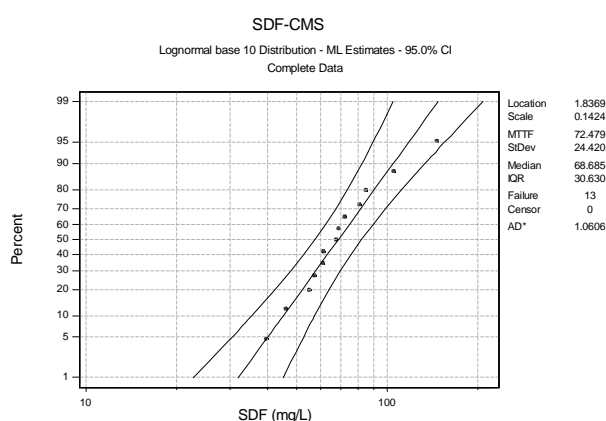


Figura 6-160. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SDF.

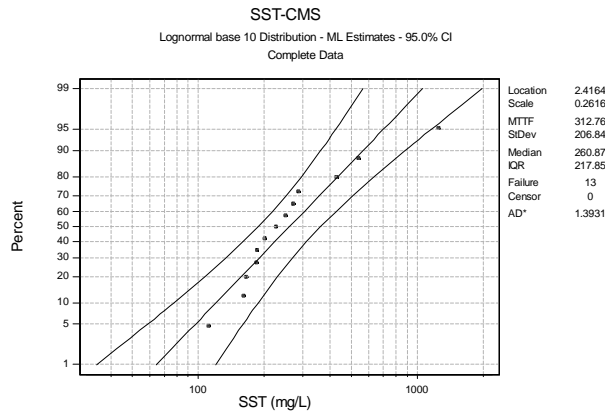


Figura 6-161. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SST.

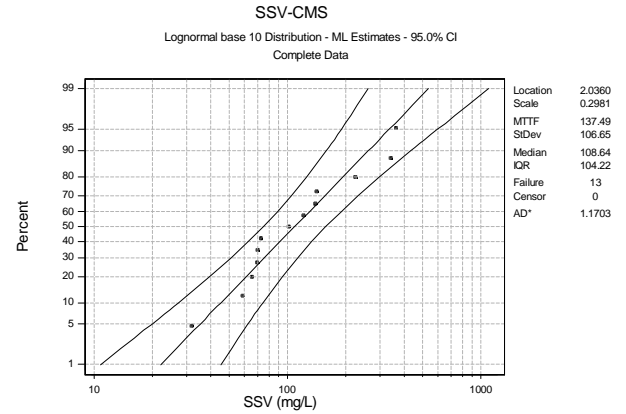


Figura 6-162. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SSV.

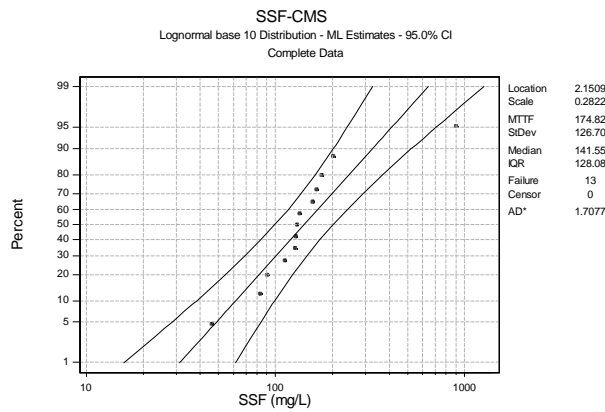


Figura 6-163. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de SSF.

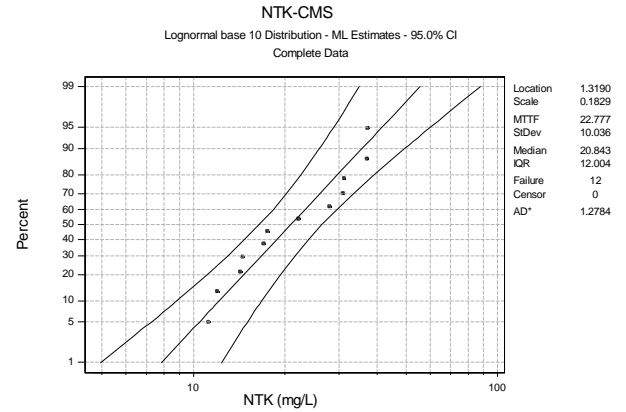


Figura 6-164. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de NTK.

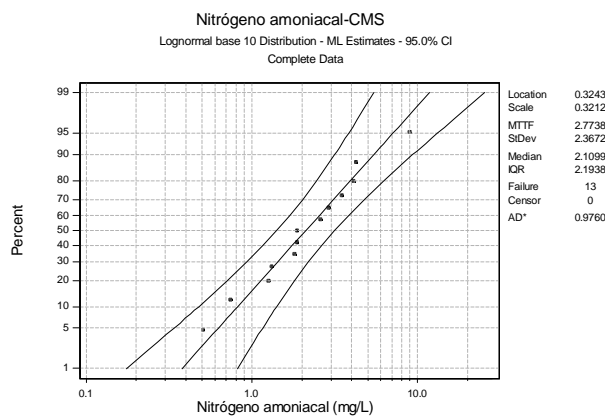


Figura 6-165. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de nitrógeno amoniacal.

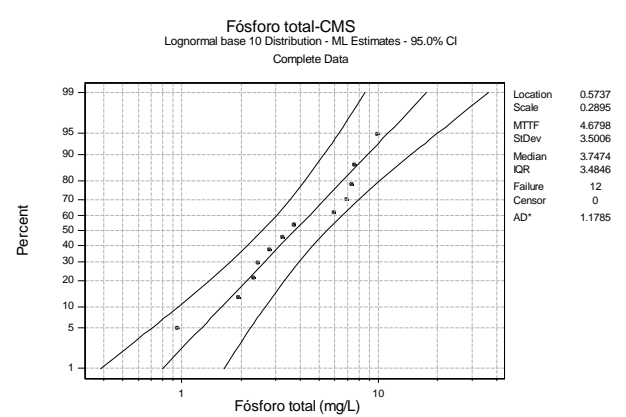


Figura 6-166. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de fósforo total.

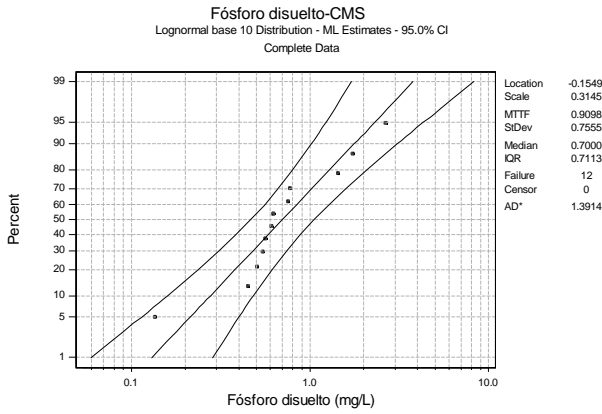


Figura 6-167. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de fósforo disuelto.

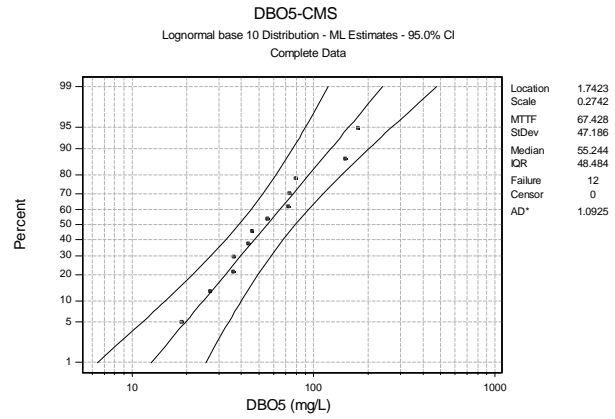


Figura 6-168. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de DBO₅.

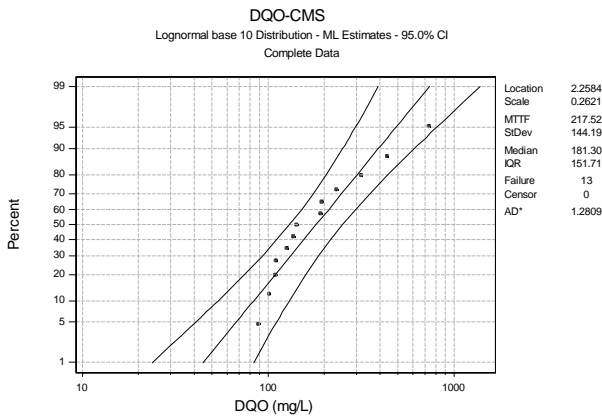


Figura 6-169. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de DQO.

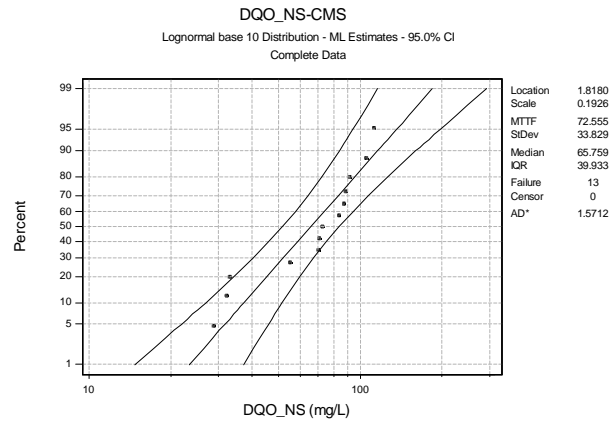


Figura 6-170. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de DQO no sedimentable.

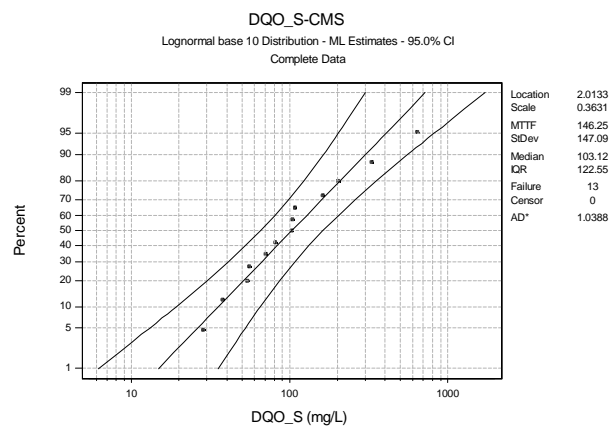


Figura 6-171. Distribución lognormal para la concentración media de suceso de DQO sedimentable.

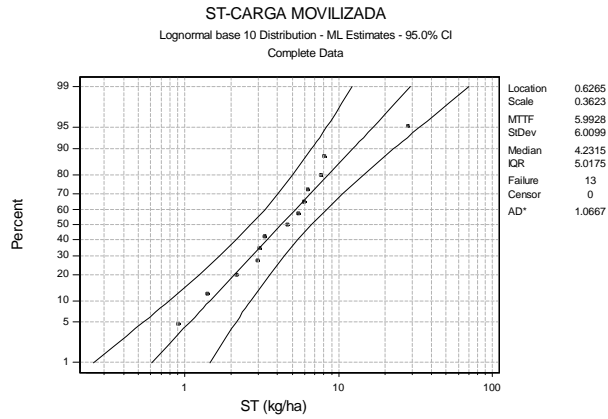


Figura 6-172. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de ST.

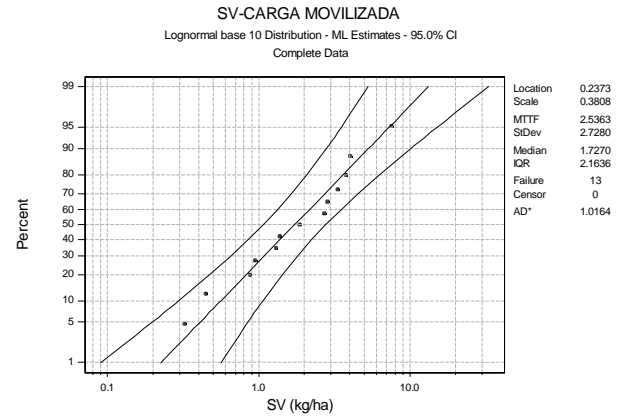


Figura 6-173. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SV.

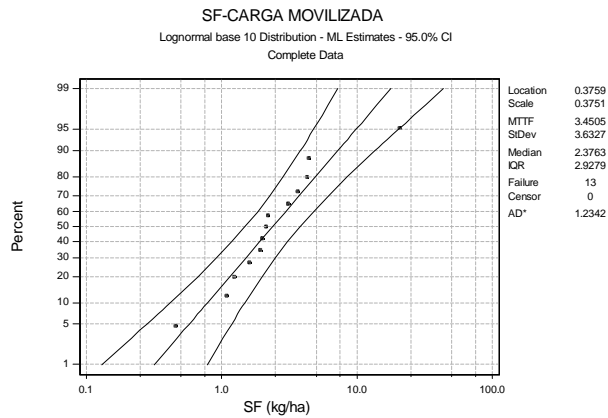


Figura 6-174. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SF.

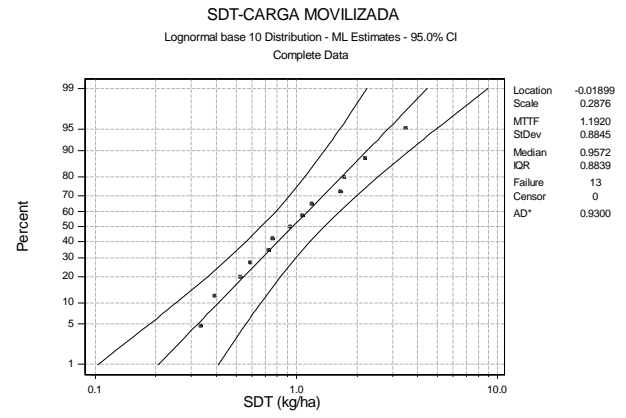


Figura 6-175. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SDT.

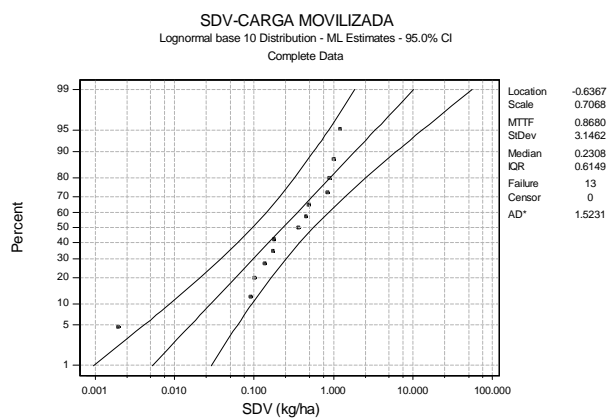


Figura 6-176. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SDV.

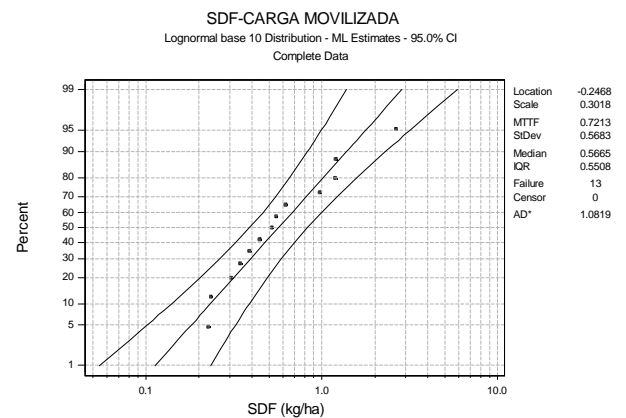


Figura 6-177. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SDF.

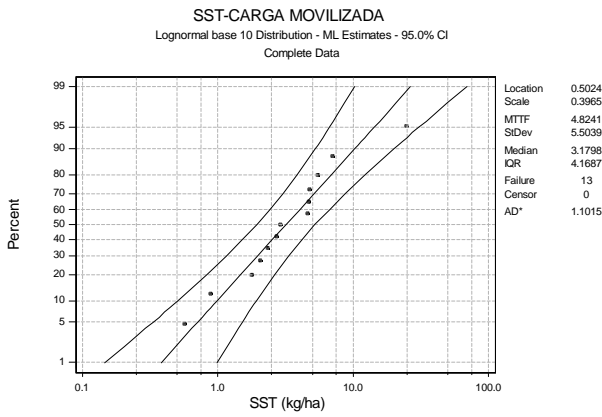


Figura 6-178. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SST.

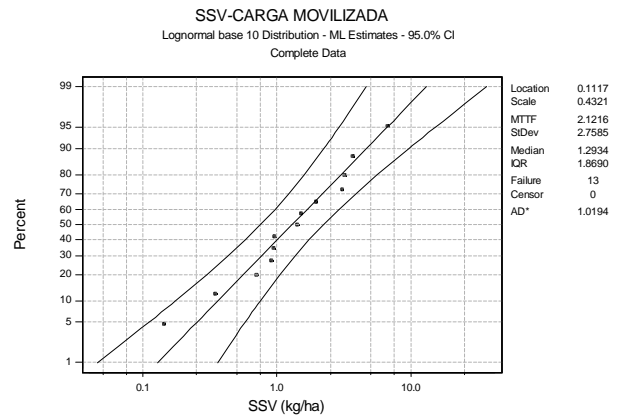


Figura 6-179. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SSV.

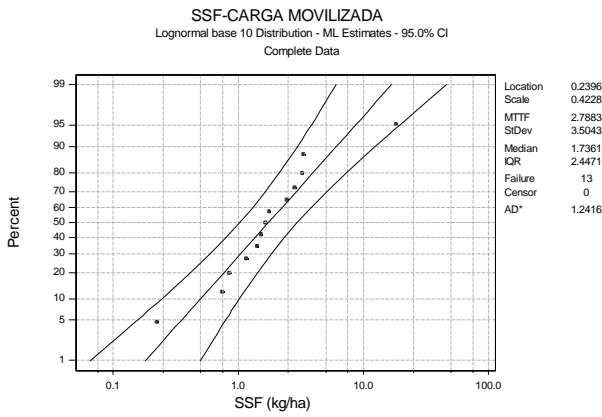


Figura 6-180. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de SSF.

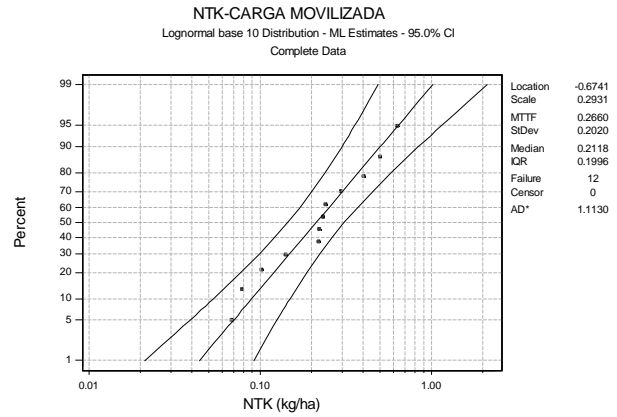


Figura 6-181. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de NTK.

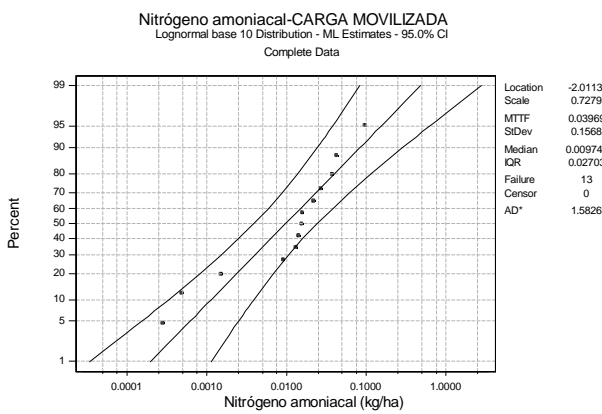


Figura 6-182. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de nitrógeno amoniacal.

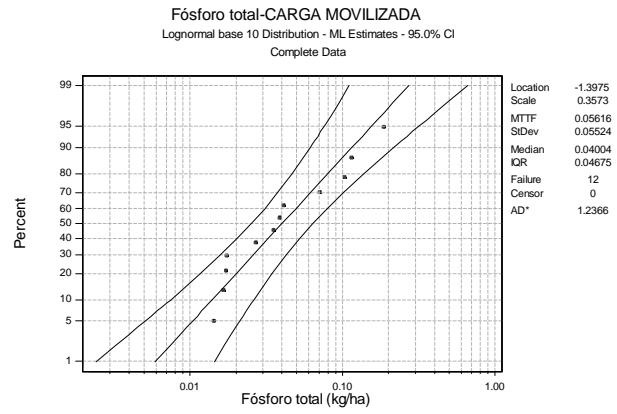


Figura 6-183. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de fósforo total.

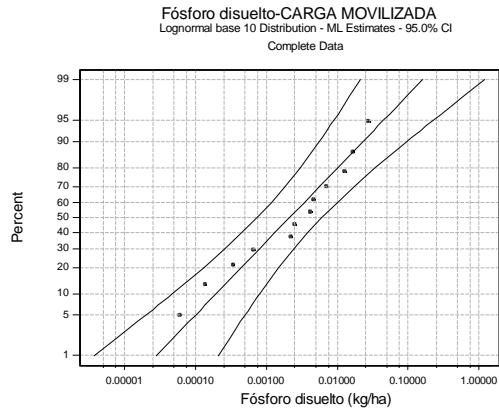


Figura 6-184. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de fósforo disuelto.

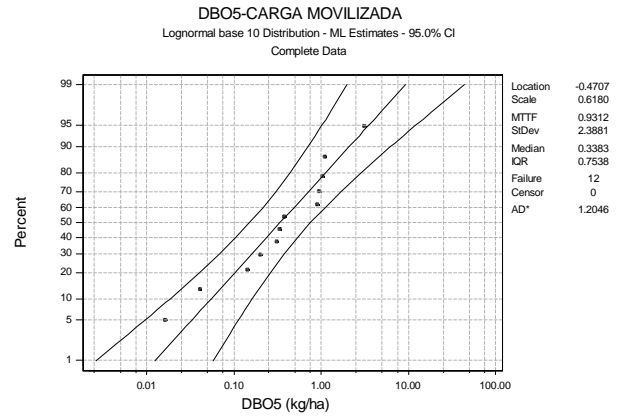


Figura 6-185. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de DBO₅.

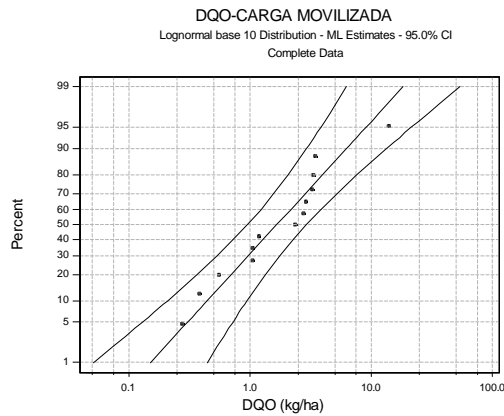


Figura 6-186. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de DQO.

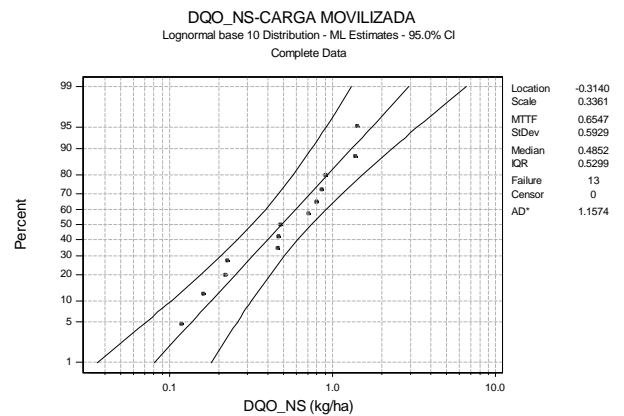


Figura 6-187. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de DQO no sedimentable.

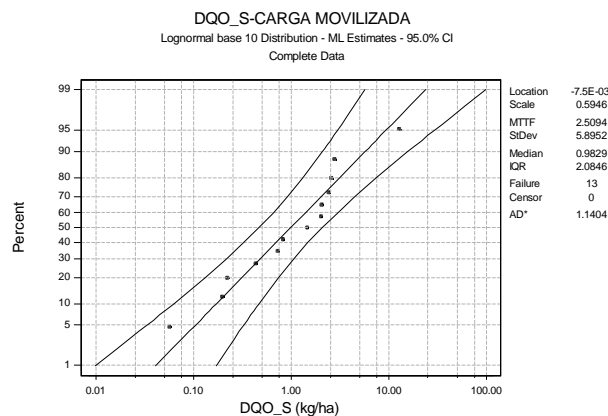


Figura 6-188. Distribución lognormal para la carga movilizada por suceso de DQO sedimentable.

A continuación se muestran tres tablas con los valores de las medias, medianas y desviaciones típicas tanto de la distribución lognormal Y (m_y , \bar{m}_y y σ_y) como de su

distribución normal asociada X (m_x , \bar{m}_x y σ_x) obtenidas en los ajustes. Se recuerda que se dice que la distribución Y es lognormal si se cumple que existe una distribución $X = \log Y$ que es normal. Se muestra también el valor del parámetro de ajuste obtenido en cada caso (se recuerda que existe un mejor ajuste cuanto menor es el valor este parámetro y que un número cercano a 1 indica un buen ajuste y un número por encima de 2 es un mal ajuste)

Tabla 6-41. Estadísticos de ajuste para las concentraciones máximas.

| | CONCENTRACIONES MÁXIMAS | | | | | |
|---------------------|-------------------------|------------|--------|------------|-------------|--------|
| | $m_x = \bar{m}_x$ | σ_x | m_y | σ_y | \bar{m}_y | A-D |
| ST | 2.9065 | 0.2817 | 994.96 | 719.54 | 806.22 | 1.1503 |
| SV | 2.5662 | 0.3848 | 545.31 | 595.39 | 368.30 | 1.0750 |
| SF | 2.6143 | 0.2351 | 476.38 | 277.96 | 411.46 | 1.2174 |
| SDT | 2.3169 | 0.1496 | 220.13 | 78.11 | 207.46 | 0.9847 |
| SDV | 1.8727 | 0.2019 | 83.10 | 40.83 | 74.59 | 1.1889 |
| SDF | 2.1639 | 0.1301 | 152.53 | 46.72 | 145.84 | 1.4728 |
| SST | 2.7997 | 0.3146 | 819.63 | 680.75 | 630.52 | 1.1389 |
| SSV | 2.4696 | 0.4476 | 501.51 | 689.93 | 294.87 | 0.9117 |
| SSF | 2.4877 | 0.2765 | 376.39 | 266.04 | 307.36 | 1.2217 |
| NTK | 1.5645 | 0.2480 | 43.18 | 26.82 | 36.68 | 1.1969 |
| Nitrógeno amoniacal | 1.0567 | 0.3476 | 15.70 | 14.87 | 11.40 | 1.2363 |
| Fósforo total | 0.9446 | 0.2937 | 11.06 | 8.42 | 8.80 | 1.1590 |
| Fósforo disuelto | 0.1487 | 0.2949 | 1.77 | 1.36 | 1.41 | 1.1982 |
| DBO ₅ | 2.2000 | 0.3502 | 219.39 | 209.98 | 158.49 | 1.1666 |
| DQO total | 2.6657 | 0.3217 | 609.34 | 520.88 | 463.18 | 1.1568 |
| DQO no sedimentable | 2.2347 | 0.2661 | 207.09 | 139.76 | 171.66 | 1.1634 |
| DQO sedimentable | 2.4966 | 0.3679 | 449.13 | 460.06 | 313.75 | 1.2493 |

Tabla 6-42. Estadísticos de ajuste para las CMS.

| | CMS | | | | | |
|---------------------|-------------------|------------|--------|------------|-------------|--------|
| | $m_x = \bar{m}_x$ | σ_x | m_y | σ_y | \bar{m}_y | A-D |
| ST | 2.5789 | 0.2153 | 428.86 | 226.40 | 379.26 | 1.4703 |
| SV | 2.1881 | 0.2381 | 179.22 | 106.14 | 154.20 | 1.2862 |
| SF | 2.3354 | 0.2250 | 247.55 | 137.34 | 216.47 | 1.8573 |
| SDT | 2.0355 | 0.1409 | 114.38 | 38.11 | 108.52 | 1.1199 |
| SDV | 1.5363 | 0.2868 | 42.76 | 31.62 | 34.38 | 1.0878 |
| SDF | 1.8369 | 0.1424 | 72.48 | 24.42 | 68.69 | 1.0606 |
| SST | 2.4164 | 0.2616 | 312.76 | 206.84 | 260.87 | 1.3931 |
| SSV | 2.0360 | 0.2981 | 137.49 | 106.65 | 108.64 | 1.1703 |
| SSF | 2.1509 | 0.2822 | 174.82 | 126.70 | 141.55 | 1.7077 |
| NTK | 1.3190 | 0.1829 | 22.78 | 10.04 | 20.84 | 1.2784 |
| Nitrógeno amoniacal | 0.3243 | 0.3212 | 2.77 | 2.37 | 2.11 | 0.9760 |
| Fósforo total | 0.5737 | 0.2895 | 4.68 | 3.50 | 3.75 | 1.1785 |
| Fósforo disuelto | -0.1549 | 0.3145 | 0.91 | 0.76 | 0.70 | 1.3914 |
| DBO ₅ | 1.7423 | 0.2742 | 67.43 | 47.19 | 55.24 | 1.0925 |
| DQO total | 2.2584 | 0.2621 | 217.52 | 144.19 | 181.30 | 1.2809 |
| DQO no sedimentable | 1.8180 | 0.1926 | 72.56 | 33.83 | 65.76 | 1.5712 |
| DQO sedimentable | 2.0133 | 0.3631 | 146.25 | 147.09 | 103.12 | 1.0388 |

Tabla 6-43. Estadísticos de ajuste para las cargas movilizadas.

| | CARGAS MOVILIZADAS | | | | | |
|---------------------|------------------------|------------|--------|------------|------------------|--------|
| | $m_x = \overline{m}_x$ | σ_x | m_y | σ_y | \overline{m}_y | A-D |
| ST | 0.6265 | 0.3623 | 5.9928 | 6.0099 | 4.2315 | 1.0667 |
| SV | 0.2373 | 0.3808 | 2.5363 | 2.7280 | 1.7270 | 1.0164 |
| SF | 0.3759 | 0.3751 | 3.4505 | 3.6327 | 2.3763 | 1.2342 |
| SDT | -0.0190 | 0.2876 | 1.1920 | 0.8845 | 0.9572 | 0.9300 |
| SDV | -0.6367 | 0.7068 | 0.8680 | 3.1462 | 0.2308 | 1.5231 |
| SDF | -0.2468 | 0.3018 | 0.7213 | 0.5683 | 0.5665 | 1.0819 |
| SST | 0.5024 | 0.3965 | 4.8241 | 5.5039 | 3.1798 | 1.1015 |
| SSV | 0.1117 | 0.4321 | 2.1216 | 2.7585 | 1.2934 | 1.0194 |
| SSF | 0.2396 | 0.4228 | 2.7883 | 3.5043 | 1.7361 | 1.2416 |
| NTK | -0.6741 | 0.2931 | 0.2660 | 0.2020 | 0.2118 | 1.1130 |
| Nitrógeno amoniacal | -2.0113 | 0.7279 | 0.0397 | 0.1568 | 0.0097 | 1.5826 |
| Fósforo total | -1.3975 | 0.3573 | 0.0562 | 0.0552 | 0.0400 | 1.2366 |
| Fósforo disuelto | -2.6753 | 0.8085 | 0.0120 | 0.0665 | 0.0021 | 1.1512 |
| DBO ₅ | -0.4707 | 0.6180 | 0.9312 | 2.3881 | 0.3383 | 1.2046 |
| DQO total | 0.2206 | 0.4482 | 2.8305 | 3.9027 | 1.6618 | 1.1804 |
| DQO no sedimentable | -0.3140 | 0.3361 | 0.6547 | 0.5929 | 0.4852 | 1.1574 |
| DQO sedimentable | -0.0075 | 0.5946 | 2.5094 | 5.8952 | 0.9829 | 1.1404 |

Como se ha podido observar los ajustes obtenidos son bastante buenos, en ningún caso el parámetro de ajuste (estadístico Anderson-Darling) ha superado el valor de 2 y en la mayoría está por debajo de 1.3.

6.1.2. Resultados de la caracterización del depósito-aliviadero

6.1.2.1. Tiempo de lluvia

6.1.2.1.1. Primera etapa: compuerta totalmente abierta

Durante esta primera etapa, que va desde el 04/03/2002 al 26/07/2002, la compuerta que existe en la salida hacia EDAR del depósito estuvo completamente abierta, con una sección de 45x45 cm.

En la tabla 6-44 se presenta un resumen con los caudales máximo, mínimo y medio que circularon por las distintas secciones del depósito, durante los cuatro sucesos muestreados en esta primera etapa.

Tabla 6-44. Resumen de caudales máximo, mínimo y medio durante los sucesos muestreados en la primera etapa en las distintas secciones.

| CAUDALES (L/s) | | | | |
|---|------------|------------|------------|------------|
| SECCIÓN DE ENTRADA | | | | |
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 |
| MÁXIMO | 306.68 | 568.39 | 802.10 | 716.66 |
| MÍNIMO | 46.17 | 52.13 | 31.75 | 30.58 |
| MEDIO | 147.70 | 237.88 | 225.45 | 211.94 |
| MÁXIMO/MEDIO | 2.08 | 2.39 | 3.56 | 3.38 |
| SECCIÓN DE SALIDA HACIA EDAR | | | | |
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 |
| MÁXIMO | 284.16 | 501.88 | 751.83 | 654.18 |
| MÍNIMO | 46.17 | 52.13 | 31.75 | 30.58 |
| MEDIO | 147.70 | 237.88 | 225.45 | 211.94 |
| MÁXIMO/MEDIO | 1.92 | 2.11 | 3.33 | 3.09 |
| SECCIÓN DE SALIDA HACIA MEDIO RECEPTOR | | | | |
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 |
| MÁXIMO | - | - | - | - |
| MÍNIMO | - | - | - | - |
| MEDIO | - | - | - | - |
| MÁXIMO/MEDIO | - | - | - | - |

El caudal máximo registrado en la sección de entrada, durante los sucesos caracterizados, fue de 802 L/s. En la sección de salida el caudal máximo, calculado haciendo balance con lo que entraba y lo que se almacenaba, fue de 752 L/s.

Como se puede apreciar, en todos los sucesos hay una cierta laminación en el depósito en línea. Si se compara el caudal máximo enviado a EDAR con el caudal medio de tiempo seco, que son 23.07 L/s, se observa que es más de 32 veces dicho valor. Este caudal, excesivo para cualquier estrategia de saneamiento en tiempo de lluvia, está muy por encima de los criterios de la Confederación Hidrográfica del Norte, por lo que se decidió cerrar la compuerta por la mitad con lo que, en la segunda etapa, la sección de salida hacia la EDAR sería de 22.5x45 cm.

A continuación se presentan cuatro tablas con las concentraciones máximas de contaminantes tradicionales y metales, en la sección de entrada y en la sección de salida de la infraestructura, de los cuatro sucesos muestreados durante la primera etapa.

Tabla 6-45. Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la primera etapa en la sección de entrada.

| SECCIÓN DE ENTRADA | | | | |
|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (mg/L) | | | | |
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 |
| ST | 2044 | 998 | 516 | 916 |
| SV | 1312 | 594 | 292 | 550 |
| SF | 732 | 404 | 224 | 366 |
| SDT | 272 | 170 | 232 | 240 |
| SDV | 102 | 36 | 84 | 102 |
| SDF | 188 | 134 | 148 | 142 |
| SST | 1772 | 912 | 354 | 676 |
| SSV | 1210 | 576 | 240 | 452 |
| SSF | 562 | 336 | 170 | 256 |
| NTK | 50.4 | 30.2 | 28.0 | 57.1 |
| Nitrógeno amoniacal | 24.2 | 16.1 | 13.4 | 22.9 |
| Fósforo total | 12.9 | 15.1 | 4.8 | 18.8 |
| Fósforo disuelto | 5.5 | 1.3 | 1.2 | 1.9 |
| Carb. Total | 155.0 | 50.0 | - | - |
| Carb. Inorgánico | 40.4 | 32.6 | - | - |
| Carb. Orgánico | 131.0 | 19.3 | - | - |
| DBO ₅ | 410 | 235 | 159 | 293 |
| DQO total | 1319 | 467 | 329 | 684 |
| DQO no sedimentable | 273 | 217 | 226 | 285 |
| DQO sedimentable | 1046 | 287 | 194 | 399 |

Tabla 6-46. Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la primera etapa en la sección de entrada.

| SECCIÓN DE ENTRADA | | | | |
|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (µg/L) | | | | |
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 |
| Al | 9508.00 | 8261.00 | - | - |
| Cr | 20.00 | 23.00 | - | - |
| Mn | 255.00 | 158.00 | - | - |
| Fe | 9815.00 | 7096.00 | - | - |
| Ni | 22.00 | 20.60 | - | - |
| Cu | 395.00 | 217.00 | - | - |
| Zn | 355.00 | 478.00 | - | - |
| As | 2.90 | 5.30 | - | - |
| Cd | 1.01 | 1.20 | - | - |
| Pb | 267.00 | 193.00 | - | - |
| Hg | 3.50 | 1.70 | - | - |
| Al (disuelto) | 85.00 | 78.40 | - | - |
| Cr (disuelto) | 0.00 | 1.18 | - | - |
| Mn (disuelto) | 61.00 | 77.00 | - | - |
| Fe (disuelto) | 101.00 | 297.00 | - | - |
| Ni (disuelto) | 2.70 | 3.00 | - | - |
| Cu (disuelto) | 38.00 | 23.00 | - | - |
| Zn (disuelto) | 134.00 | 74.00 | - | - |
| As (disuelto) | 2.90 | 3.39 | - | - |
| Cd (disuelto) | 0.09 | 0.00 | - | - |
| Pb (disuelto) | 7.20 | 4.20 | - | - |
| Hg (disuelto) | 0.62 | 0.41 | - | - |

Tabla 6-47. Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la primera etapa en la sección de salida hacia EDAR.

| SECCIÓN DE SALIDA HACIA EDAR | | | | |
|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (mg/L) | | | | |
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 |
| ST | 586 | 718 | - | 890 |
| SV | 320 | 386 | - | 390 |
| SF | 304 | 362 | - | 500 |
| SDT | 386 | 146 | - | 166 |
| SDV | 128 | 28 | - | 74 |
| SDF | 272 | 138 | - | 104 |
| SST | 266 | 646 | - | 778 |
| SSV | 248 | 372 | - | 320 |
| SSF | 58 | 306 | - | 458 |
| NTK | 69.4 | 25.2 | - | 22.4 |
| Nitrógeno amoniacal | 45.7 | 14.3 | 13.2 | 12.0 |
| Fósforo total | 18.1 | 11.1 | - | 13.0 |
| Fósforo disuelto | 11.9 | 1.2 | - | 1.0 |
| Carb. Total | 221.0 | 46.1 | - | - |
| Carb. Inorgánico | 52.7 | 29.1 | - | - |
| Carb. Orgánico | 175.1 | 17.8 | - | - |
| DBO ₅ | 229 | 320 | - | 207 |
| DQO total | 370 | 368 | 280 | 283 |
| DQO no sedimentable | 199 | 186 | - | 107 |
| DQO sedimentable | 208 | 219 | - | 232 |

Tabla 6-48. Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la primera etapa en la sección de salida hacia EDAR.

| SECCIÓN DE SALIDA HACIA EDAR | | | | |
|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (µg/L) | | | | |
| | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 |
| Al | 1896.00 | 8055.00 | - | - |
| Cr | 0.00 | 22.00 | - | - |
| Mn | 104.00 | 191.00 | - | - |
| Fe | 603.00 | 8071.00 | - | - |
| Ni | 4.10 | 19.00 | - | - |
| Cu | 87.00 | 163.00 | - | - |
| Zn | 143.00 | 278.00 | - | - |
| As | 2.40 | 5.70 | - | - |
| Cd | 0.53 | 0.36 | - | - |
| Pb | 41.00 | 192.00 | - | - |
| Hg | 1.70 | 0.85 | - | - |
| Al (disuelto) | 87.00 | 65.20 | - | - |
| Cr (disuelto) | 0.00 | 0.74 | - | - |
| Mn (disuelto) | 64.00 | 105.00 | - | - |
| Fe (disuelto) | 78.00 | 569.00 | - | - |
| Ni (disuelto) | 3.10 | 1.80 | - | - |
| Cu (disuelto) | 38.00 | 12.80 | - | - |
| Zn (disuelto) | 105.00 | 51.00 | - | - |
| As (disuelto) | 2.40 | 3.01 | - | - |
| Cd (disuelto) | 0.07 | 0.00 | - | - |
| Pb (disuelto) | 9.10 | 2.34 | - | - |
| Hg (disuelto) | 0.61 | 0.21 | - | - |

Comparando los valores de las concentraciones máximas de cada contaminante a la entrada y a la salida se observa que, en la mayoría de los casos, es mayor el valor a la entrada. Esto podría significar que dentro del tanque en línea se produce una mezcla completa y por eso se atenúan las puntas a la salida. Esto hace que las

puntas de contaminación, de ciertos contaminantes que pueden provocar problemas por toxicidad, que llegan a la EDAR sean menores.

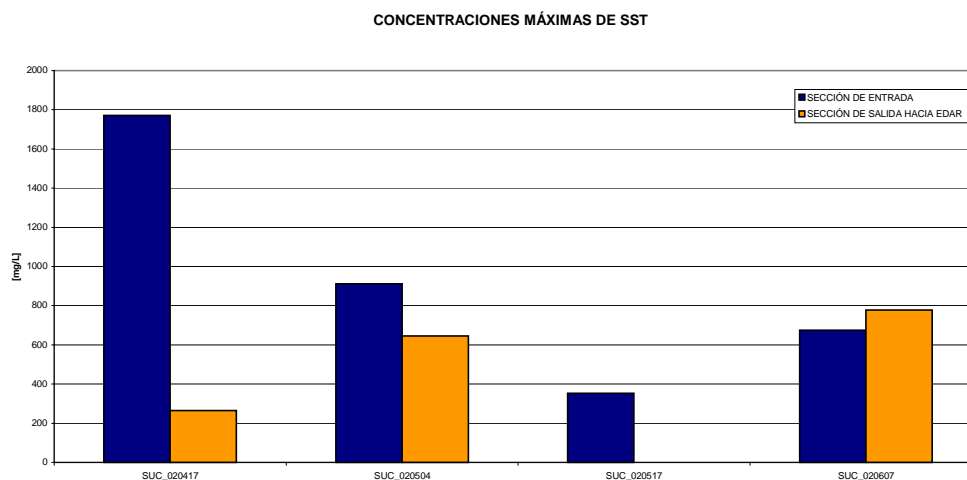


Figura 6-189. Comparación de concentraciones máximas de SST en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la primera etapa.

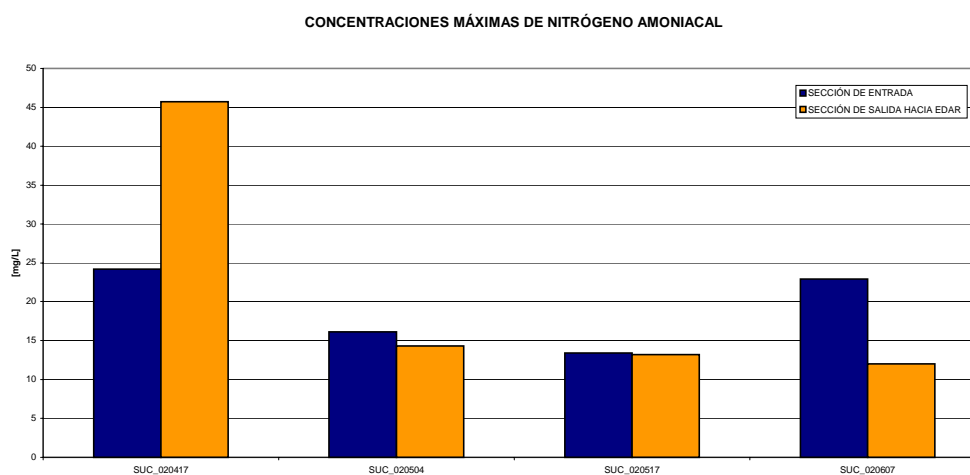


Figura 6-190. Comparación de concentraciones máximas de nitrógeno amoniacal en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la primera etapa.

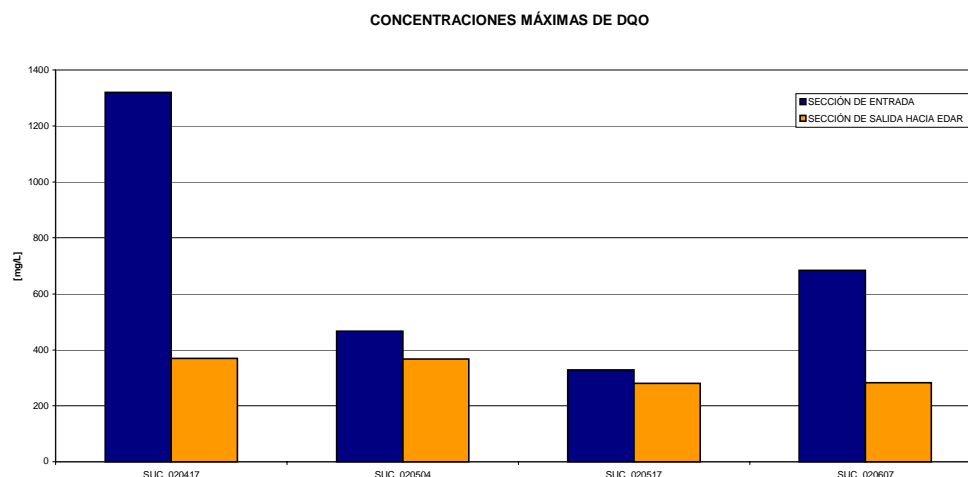


Figura 6-191. Comparación de concentraciones máximas de DQO en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la primera etapa.

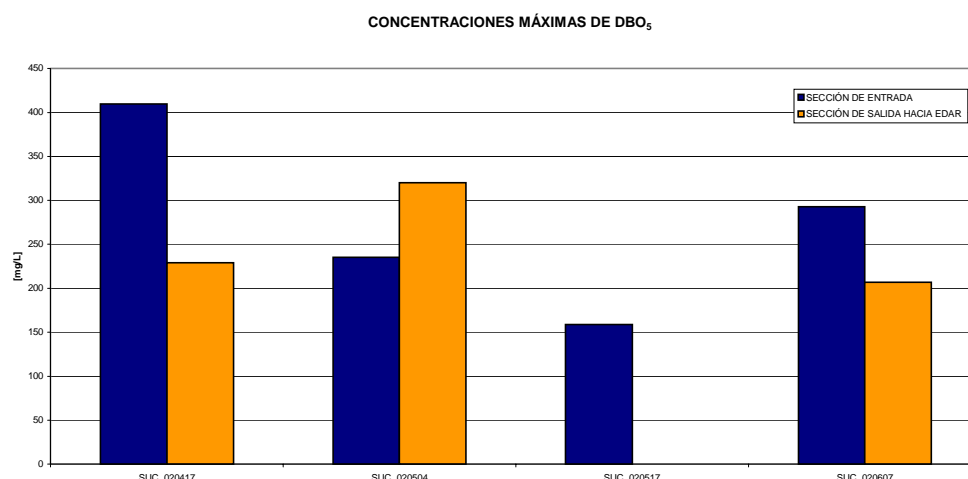


Figura 6-192. Comparación de concentraciones máximas de DBO₅ en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la primera etapa.

En las gráficas anteriores destaca la concentración máxima de nitrógeno amoniacal que se produce en el suceso SUC_020417 en la sección de salida hacia EDAR. Este valor está muy por encima de cualquier otro máximo medido y duplica el valor de la concentración máxima medida en la sección de entrada en ese mismo suceso. Este nitrógeno amoniacal sólo puede proceder de la amonificación de nitrógeno orgánico depositado en el colector de entrada al depósito o en el propio depósito durante tiempo seco.

6.1.2.1.2. Segunda etapa: compuerta semiabierta

Durante esta segunda etapa, que va desde el 27/07/2002 al 26/02/2003, la compuerta que existe en la salida hacia EDAR del depósito estuvo semiabierta con una sección de 22.5x45 cm.

En la tabla 6-49 se presenta un resumen con los caudales máximo, mínimo y medio que circularon por las distintas secciones del depósito, en los seis sucesos muestreados durante esta segunda etapa.

Tabla 6-49. Resumen de caudales máximo, mínimo y medio durante los sucesos muestreados en la segunda etapa en las distintas secciones.

| CAUDALES (L/s) | | | | | | | |
|---|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| SECCIÓN DE ENTRADA | | | | | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| MÁXIMO | 1340.31 | 360.38 | 496.40 | 453.39 | 990.56 | 324.23 | 482.30 |
| MÍNIMO | 66.84 | 74.43 | 96.83 | 76.00 | 133.68 | 93.88 | 147.29 |
| MEDIO | 328.34 | 143.86 | 192.91 | 159.27 | 496.99 | 157.18 | 307.59 |
| MÁXIMO/MEDIO | 4.08 | 2.51 | 2.57 | 2.85 | 1.99 | 2.06 | 1.57 |
| SECCIÓN DE SALIDA HACIA EDAR | | | | | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| MÁXIMO | 429.71 | 253.84 | 359.05 | 350.84 | 290.80 | 288.55 | 283.89 |
| MÍNIMO | 38.31 | 67.89 | 35.18 | 14.74 | 10.64 | 94.81 | 86.15 |
| MEDIO | 262.03 | 143.86 | 190.37 | 161.21 | 167.58 | 157.19 | 206.86 |
| MÁXIMO/MEDIO | 1.64 | 1.76 | 1.89 | 2.18 | 1.74 | 1.84 | 1.37 |
| SECCIÓN DE SALIDA HACIA MEDIO RECEPTOR | | | | | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| MÁXIMO | 401.48 | - | - | - | 881.25 | - | 186.25 |
| MÍNIMO | 0.00 | - | - | - | 0.00 | - | 0.00 |
| MEDIO | 36.81 | - | - | - | 206.62 | - | 19.71 |
| MÁXIMO/MEDIO | 10.91 | - | - | - | 4.27 | - | 9.45 |

El caudal máximo registrado en las secciones de entrada y salida hacia la EDAR, durante los sucesos caracterizados, fue de 1340 L/s y 430 L/s, respectivamente, ambos durante el suceso SUC_021008. El caudal máximo en la sección de rebose al medio receptor fue de 881 L/s y se dio durante el suceso SUC_021102.

En todos los sucesos el depósito produce laminación. Si se compara el caudal máximo enviado a EDAR con el caudal medio de tiempo seco, que son 23.07 L/s, se observa que es algo más de 18 veces dicho valor. Al cerrar la compuerta por la mitad se consiguió que este valor se redujese. Si se compara con el que se debería mandar a la EDAR siguiendo los criterios de la Confederación Hidrográfica del Norte (228 L/s) se observa que casi llega a duplicarlo.

A continuación se muestran varias tablas con las concentraciones máximas de contaminantes tradicionales y metales, de los seis sucesos muestreados en esta etapa, en la sección de entrada, en la sección de salida hacia EDAR, en la sección de salida hacia medio receptor y en el depósito de primer lavado.

Tabla 6-50. Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de entrada.

| SECCIÓN DE ENTRADA | | | | | | | |
|--------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (mg/L) | | | | | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| ST | 3464 | 466 | 508 | 728 | 456 | 744 | 790 |
| SV | 1892 | 100 | 172 | 172 | 136 | 354 | 502 |
| SF | 1572 | 412 | 336 | 556 | 328 | 390 | 296 |
| SDT | 412 | 192 | 128 | 130 | 138 | 196 | 258 |
| SDV | 86 | 64 | 42 | 38 | 74 | 100 | 85 |
| SDF | 326 | 158 | 122 | 110 | 120 | 104 | 202 |
| SST | 3052 | 346 | 386 | 636 | 352 | 548 | 578 |
| SSV | 1806 | 44 | 160 | 170 | 80 | 262 | 417 |
| SSF | 1246 | 322 | 260 | 466 | 272 | 286 | 224 |
| NTK | 103.0 | 22.4 | 20.7 | 23.5 | 14.6 | 31.4 | 70.6 |
| Nitrógeno amoniacal | 21.2 | 9.4 | 2.5 | 10.4 | 2.6 | 5.9 | 7.3 |
| Fósforo total | 24.4 | 5.9 | 5.7 | 5.0 | 2.2 | 11.4 | 7.6 |
| Fósforo disuelto | 4.0 | 0.6 | 0.7 | 0.5 | 1.3 | 0.9 | 1.3 |
| Carb. Total | 87.3 | - | - | - | - | - | 40.9 |
| Carb. Inorgánico | 39.2 | - | - | - | - | - | 16.0 |
| Carb. Orgánico | 74.9 | - | - | - | - | - | 24.9 |
| DBO ₅ | 760 | 69 | 85 | 52 | 63 | 190 | 255 |
| DQO total | 2497 | 223 | 280 | 200 | 272 | 477 | 485 |
| DQO no sedimentable | 539 | 141 | 65 | 63 | 88 | 171 | 239 |
| DQO sedimentable | 2370 | 102 | 215 | 137 | 212 | 324 | 283 |

Tabla 6-51. Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de entrada.

| SECCIÓN DE ENTRADA | | | | | | | |
|--------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (µg/L) | | | | | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| Al | 28450.00 | - | - | - | - | - | 8987.00 |
| Cr | 57.00 | - | - | - | - | - | 24.64 |
| Mn | 1923.00 | - | - | - | - | - | 292.70 |
| Fe | 33460.00 | - | - | - | - | - | 8824.00 |
| Ni | 76.00 | - | - | - | - | - | 20.02 |
| Cu | 784.00 | - | - | - | - | - | 111.21 |
| Zn | 1436.00 | - | - | - | - | - | 253.50 |
| As | 45.00 | - | - | - | - | - | 9.14 |
| Cd | 2.00 | - | - | - | - | - | 0.40 |
| Pb | 637.00 | - | - | - | - | - | 174.52 |
| Hg | 2.60 | - | - | - | - | - | 3.52 |
| Al (disuelto) | 79.00 | - | - | - | - | - | 58.17 |
| Cr (disuelto) | 1.90 | - | - | - | - | - | 0.34 |
| Mn (disuelto) | 592.00 | - | - | - | - | - | 161.40 |
| Fe (disuelto) | 568.00 | - | - | - | - | - | 223.90 |
| Ni (disuelto) | 5.20 | - | - | - | - | - | 2.96 |
| Cu (disuelto) | 17.00 | - | - | - | - | - | 12.31 |
| Zn (disuelto) | 223.00 | - | - | - | - | - | 72.97 |
| As (disuelto) | 6.40 | - | - | - | - | - | 2.56 |
| Cd (disuelto) | 0.00 | - | - | - | - | - | 0.00 |
| Pb (disuelto) | 5.09 | - | - | - | - | - | 1.60 |
| Hg (disuelto) | 0.16 | - | - | - | - | - | 0.07 |

Tabla 6-52. Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de salida hacia EDAR.

| SECCIÓN DE SALIDA HACIA EDAR | | | | | | | |
|--------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (mg/L) | | | | | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 |
| ST | 3814 | 454 | 570 | 446 | 542 | 1082 | 1130 |
| SV | 2106 | 162 | 212 | 218 | 198 | 436 | 612 |
| SF | 1708 | 352 | 386 | 228 | 462 | 648 | 518 |
| SDT | 494 | 212 | 202 | 112 | 182 | 226 | 406 |
| SDV | 180 | 78 | 56 | 60 | 100 | 110 | 256 |
| SDF | 314 | 152 | 202 | 90 | 120 | 116 | 168 |
| SST | 3320 | 300 | 462 | 378 | 486 | 910 | 920 |
| SSV | 1926 | 102 | 212 | 190 | 148 | 348 | 546 |
| SSF | 1394 | 256 | 304 | 188 | 456 | 562 | 374 |
| NTK | 116.5 | 40.3 | 25.8 | 24.6 | 28.0 | 28.0 | 39.2 |
| Nitrógeno amoniacal | 24.8 | 9.0 | 2.3 | 13.0 | 8.9 | 7.9 | 9.9 |
| Fósforo total | 34.9 | 12.0 | 6.2 | 6.0 | 10.5 | 18.8 | 11.3 |
| Fósforo disuelto | 4.1 | 1.3 | 0.7 | 0.5 | 0.7 | 1.3 | 1.1 |
| Carb. Total | - | - | - | - | - | - | - |
| Carb. Inorgánico | - | - | - | - | - | - | - |
| Carb. Orgánico | - | - | - | - | - | - | - |
| DBO ₅ | 944 | 96 | 103 | 62 | 97 | 210 | 340 |
| DQO total | 2910 | 233 | 392 | 228 | 463 | 507 | 1160 |
| DQO no sedimentable | 331 | 169 | 80 | 75 | 123 | 179 | 310 |
| DQO sedimentable | 2579 | 94 | 344 | 158 | 367 | 351 | 901 |

Comparando los valores de la sección de entrada con los de la sección de salida hacia EDAR se observa que, para la mayoría de los contaminantes, en todos los sucesos los valores de las concentraciones máximas en la sección de salida hacia EDAR son superiores. Esto podría explicarse si se tiene en cuenta que el depósito en línea no tiene sistema de limpieza y, por lo tanto, los contaminantes sedimentados en el suceso anterior quedan almacenados tanto en este tanque en línea como en el tubo de conexión con la sección del dissipador en la que se toman las muestras de sección de entrada. Esto no era tan notable cuando la compuerta estaba completamente abierta, lo que puede deberse a que el vaciado se producía de forma más rápida y no daba tiempo a que existiese decantación.

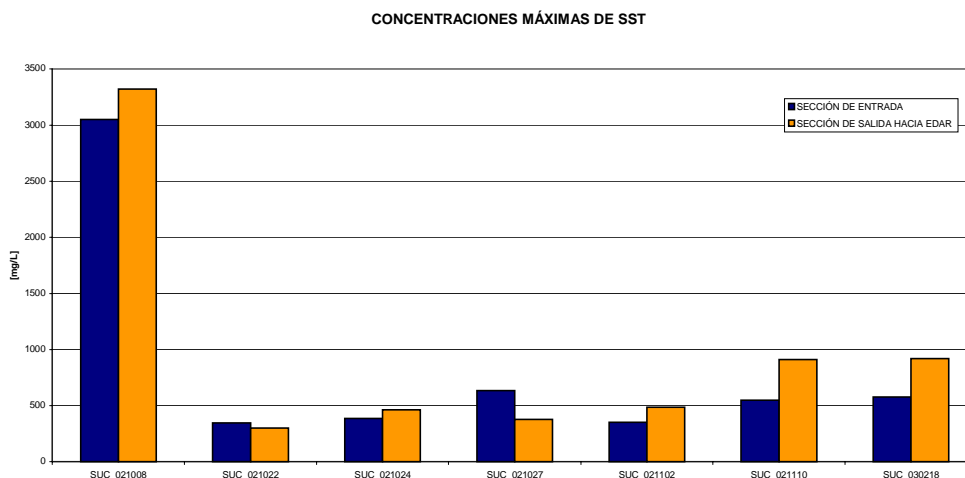


Figura 6-193. Comparación de concentraciones máximas de SST en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la segunda etapa.

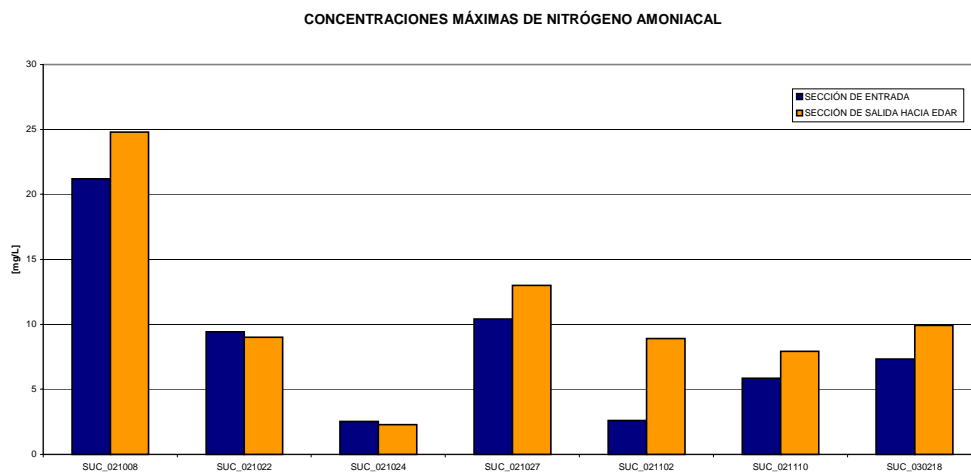


Figura 6-194. Comparación de concentraciones máximas de nitrógeno amoniacal en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la segunda etapa.

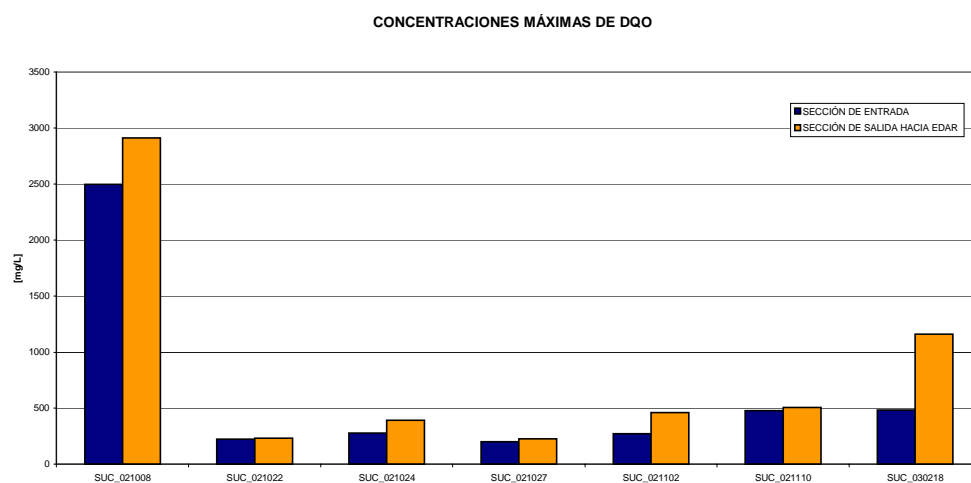


Figura 6-195. Comparación de concentraciones máximas de DQO en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la segunda etapa.

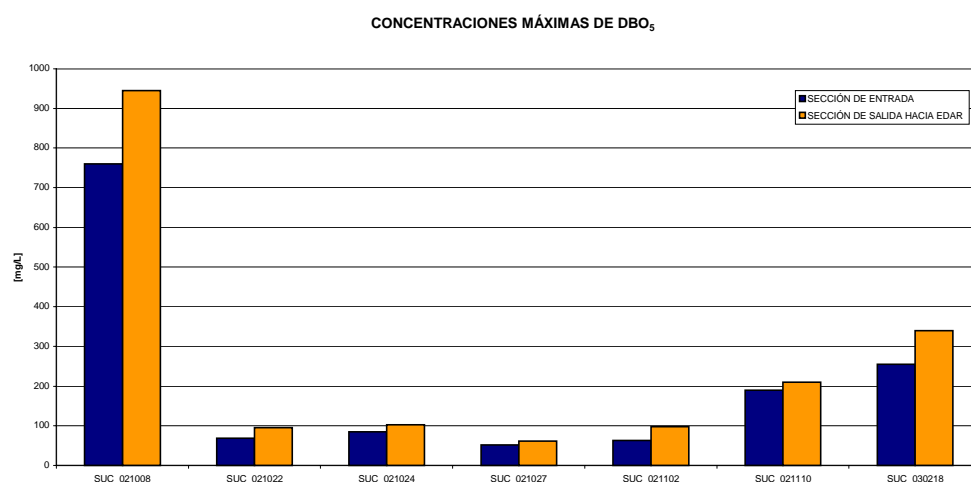


Figura 6-196. Comparación de concentraciones máximas de DBO₅ en la sección de entrada y de salida hacia EDAR durante los sucesos de la segunda etapa.

Las tablas 6-53 y 6-54 muestran las concentraciones máximas en la sección de salida hacia medio receptor en la segunda etapa.

Tabla 6-53. Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de salida hacia medio receptor.

| SECCIÓN DE SALIDA HACIA MEDIO RECEPTOR | | | |
|---|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS mg/L) | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021102 | SUC_030218 |
| ST | 1116 | 736 | 342 |
| SV | 426 | 168 | 130 |
| SF | 862 | 612 | 212 |
| SDT | 190 | 100 | 102 |
| SDV | 50 | 56 | 68 |
| SDF | 146 | 48 | 42 |
| SST | 958 | 690 | 282 |
| SSV | 382 | 122 | 98 |
| SSF | 754 | 578 | 188 |
| NTK | 28.0 | 16.8 | 18.5 |
| Nitrógeno amoniacal | 2.6 | 0.9 | 1.6 |
| Fósforo total | 14.0 | 8.1 | 2.5 |
| Fósforo disuelto | 1.0 | 0.8 | 0.6 |
| Carb. Total | 63.0 | - | 26.7 |
| Carb. Inorgánico | 19.8 | - | 8.5 |
| Carb. Orgánico | 51.0 | - | 18.2 |
| DBO ₅ | 287 | 125 | 50 |
| DQO total | 910 | 332 | 210 |
| DQO no sedimentable | 47 | 43 | 74 |
| DQO sedimentable | 863 | 289 | 136 |

Tabla 6-54. Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de salida hacia medio receptor.

| SECCIÓN DE SALIDA HACIA MEDIO RECEPTOR | | | |
|---|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (µg/L) | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021102 | SUC_030218 |
| Al | 22000.00 | - | 7859.00 |
| Cr | 30.00 | - | 21.84 |
| Mn | 872.00 | - | 205.60 |
| Fe | 25130.00 | - | 7611.00 |
| Ni | 39.00 | - | 14.93 |
| Cu | 274.00 | - | 69.50 |
| Zn | 700.00 | - | 125.94 |
| As | 30.00 | - | 9.9 |
| Cd | 0.91 | - | 0.45 |
| Pb | 288.00 | - | 58.99 |
| Hg | 1.03 | - | 1.21 |
| Al (disuelto) | 46.00 | - | 56.01 |
| Cr (disuelto) | 0.45 | - | 0.00 |
| Mn (disuelto) | 393.00 | - | 66.84 |
| Fe (disuelto) | 310.00 | - | 136.20 |
| Ni (disuelto) | 3.00 | - | 4.28 |
| Cu (disuelto) | 8.70 | - | 10.02 |
| Zn (disuelto) | 32.00 | - | 41.11 |
| As (disuelto) | 5.50 | - | 2.31 |
| Cd (disuelto) | 0.00 | - | 0.00 |
| Pb (disuelto) | 2.40 | - | 0.60 |
| Hg (disuelto) | 0.22 | - | 0.05 |

Si se comparan los valores de las concentraciones máximas en la sección de salida hacia medio receptor con los de la sección de entrada se concluye que, salvo para el suceso SUC_021102, los valores en la sección de salida hacia el medio receptor son mucho más bajos (la mitad o la tercera parte para la mayoría de contaminantes). Esto se puede explicar por la homogenización que tiene lugar dentro del depósito en línea y también por que el vertido se produce durante la parte final, menos contaminada, del suceso. Destaca en la primera tabla los altos porcentajes de DQO sedimentable frente a la total lo que significa que la contaminación vertida es descaradamente sedimentable.

En cuanto a la toxicidad de metales se puede comentar que se han registrado en la sección de salida hacia el medio receptor valores de concentraciones de aluminio y hierro que superan los valores límite de la Tabla 1 de tratamiento de vertido, concentraciones de plomo que superan los valores límite de la Tabla 2 y concentraciones de cobre que superan los valores límite de la Tabla 3.

En las tablas 6-55 y 6-56 se presentan las concentraciones máximas en la sección del tanque fuera de línea en la segunda etapa

Tabla 6-55. Concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección de tanque fuera de línea.

| TANQUE FUERA DE LÍNEA | | | |
|---------------------------------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (mg/L) | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021102 | SUC_030218 |
| ST | 1170 | 2214 | 638 |
| SV | 476 | 384 | 356 |
| SF | 694 | 1830 | 282 |
| SDT | 226 | 136 | 118 |
| SDV | 74 | 54 | 46 |
| SDF | 152 | 82 | 72 |
| SST | 944 | 2078 | 520 |
| SSV | 402 | 330 | 310 |
| SSF | 542 | 1748 | 210 |
| NTK | 24.6 | 17.9 | 24.6 |
| Nitrógeno amoniacal | 3.2 | 0.9 | 2.2 |
| Fósforo total | 15.9 | 10.7 | 6.1 |
| Fósforo disuelto | 1.1 | 0.6 | 0.9 |
| Carb. Total | - | - | 35.1 |
| Carb. Inorgánico | - | - | 12.9 |
| Carb. Orgánico | - | - | 22.2 |
| DBO ₅ | 123 | 94 | 108 |
| DQO total | 815 | 302 | 695 |
| DQO no sedimentable | 65 | 78 | 221 |
| DQO sedimentable | 750 | 224 | 474 |

Tabla 6-56. Concentraciones máximas de metales en los sucesos muestreados en la segunda etapa en la sección del tanque fuera de línea.

| TANQUE FUERA DE LÍNEA | | | |
|--------------------------------|------------|------------|------------|
| CONCENTRACIONES MÁXIMAS (µg/L) | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021102 | SUC_030218 |
| Al | - | - | 10345.00 |
| Cr | - | - | 27.40 |
| Mn | - | - | 295.70 |
| Fe | - | - | 9931.00 |
| Ni | - | - | 23.05 |
| Cu | - | - | 127.41 |
| Zn | - | - | 238.00 |
| As | - | - | 10.02 |
| Cd | - | - | 0.41 |
| Pb | - | - | 94.17 |
| Hg | - | - | 2.65 |
| Al (disuelto) | - | - | 52.87 |
| Cr (disuelto) | - | - | 0.32 |
| Mn (disuelto) | - | - | 129.40 |
| Fe (disuelto) | - | - | 183.50 |
| Ni (disuelto) | - | - | 2.44 |
| Cu (disuelto) | - | - | 9.53 |
| Zn (disuelto) | - | - | 49.27 |
| As (disuelto) | - | - | 2.41 |
| Cd (disuelto) | - | - | 0.00 |
| Pb (disuelto) | - | - | 1.16 |
| Hg (disuelto) | - | - | 0.14 |

También en este caso se puede reparar en que los valores de las concentraciones máximas en el depósito de primer lavado son superiores a los de la sección de entrada en el suceso SUC_021102 y también para los metales del suceso SUC_030218. Esto podría deberse a que el depósito fuera de línea no estuviese limpio antes de comenzar el suceso y se hayan resuspendido los contaminantes depositados en el fondo.

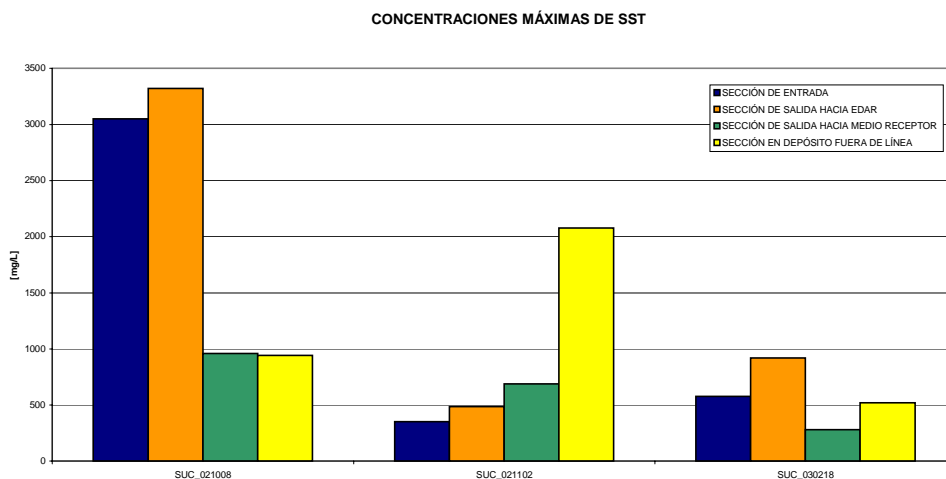


Figura 6-197. Comparación de concentraciones máximas de SST en todas las secciones durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

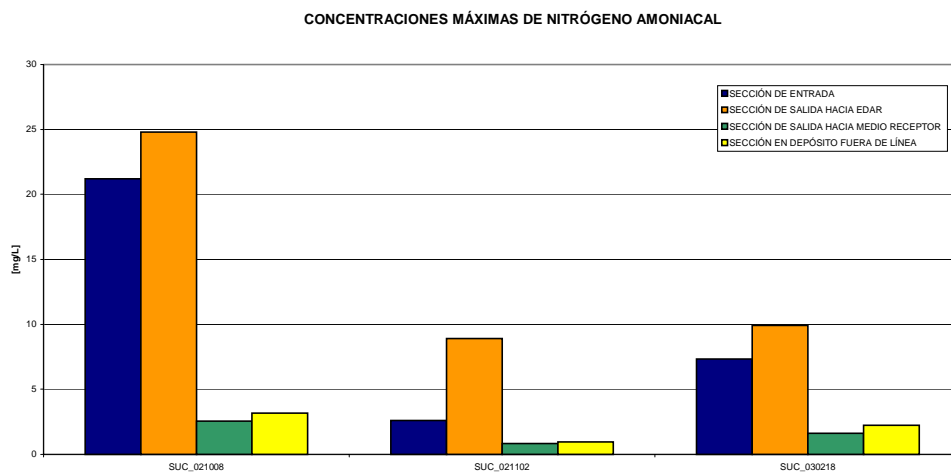


Figura 6-198. Comparación de concentraciones máximas de nitrógeno amoniacal en todas las secciones durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

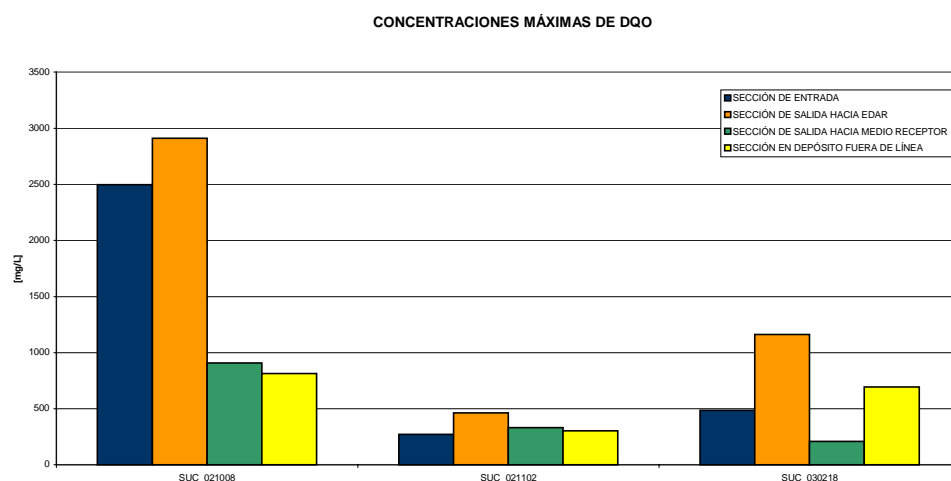


Figura 6-199. Comparación de concentraciones máximas de DQO en todas las secciones durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

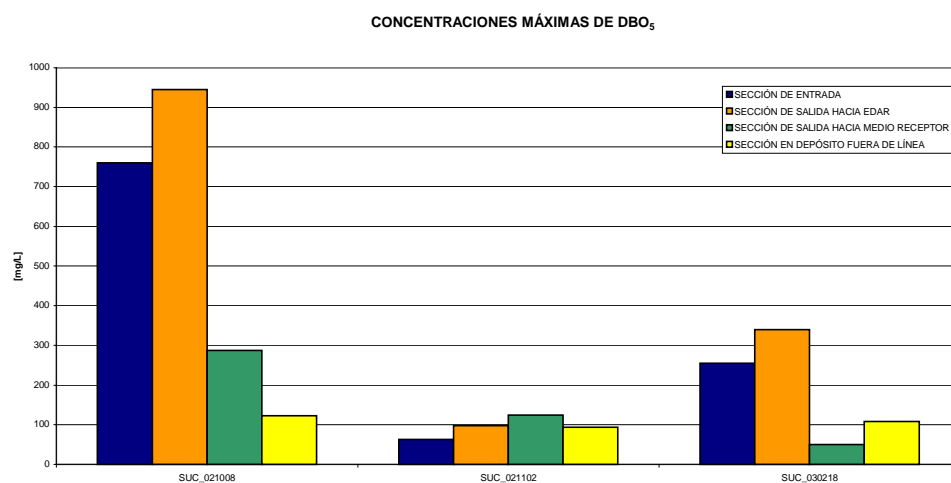


Figura 6-200. Comparación de concentraciones máximas de DBO₅ en todas las secciones durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

En las tablas 6-57 y 6-58 se muestran los valores de las concentraciones medias del vertido (CMV), en los tres sucesos en los éste se produjo.

Tabla 6-57. Concentraciones medias de vertido de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados en la segunda etapa.

| SECCIÓN DE SALIDA HACIA MEDIO RECEPTOR | | | |
|--|------------|------------|------------|
| CMV(mg/L) | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021102 | SUC_030218 |
| ST | 983 | 647 | 319 |
| SV | 230 | 139 | 124 |
| SF | 754 | 509 | 195 |
| SDT | 151 | 67 | 74 |
| SDV | 46 | 27 | 42 |
| SDF | 105 | 41 | 31 |
| SST | 832 | 580 | 245 |
| SSV | 184 | 112 | 82 |
| SSF | 649 | 468 | 163 |
| NTK | 25.3 | 13.4 | 17.0 |
| Nitrógeno amoniacal | 1.6 | 0.6 | 1.5 |
| Fósforo total | 13.2 | 1.4 | 1.8 |
| Fósforo disuelto | 1.0 | 0.3 | 0.5 |
| Carb. Total | 51.3 | - | 23.5 |
| Carb. Inorgánico | 11.7 | - | 8.1 |
| Carb. Orgánico | 39.7 | - | 15.4 |
| DBO ₅ | 126 | 33 | 41 |
| DQO total | 375 | 132 | 184 |
| DQO no sedimentable | 21 | 17 | 66 |
| DQO sedimentable | 354 | 115 | 118 |

Tabla 6-58. Concentraciones medias de vertido de metales en los sucesos muestreados en la segunda etapa.

| SECCIÓN DE SALIDA HACIA MEDIO RECEPTOR | | | |
|--|------------|------------|------------|
| CMV(µg/L) | | | |
| | SUC_021008 | SUC_021102 | SUC_030218 |
| Al | 19146.16 | - | 7224.02 |
| Cr | 25.17 | - | 19.55 |
| Mn | 730.72 | - | 190.73 |
| Fe | 21654.11 | - | 6960.59 |
| Ni | 30.66 | - | 13.48 |
| Cu | 181.96 | - | 59.54 |
| Zn | 439.51 | - | 119.71 |
| As | 26.56 | - | 9.12 |
| Cd | 0.67 | - | 0.28 |
| Pb | 251.84 | - | 53.77 |
| Hg | 0.78 | - | 0.66 |
| Al (disuelto) | 36.84 | - | 42.46 |
| Cr (disuelto) | 0.28 | - | 0.00 |
| Mn (disuelto) | 341.52 | - | 46.42 |
| Fe (disuelto) | 135.30 | - | 92.84 |
| Ni (disuelto) | 2.25 | - | 1.55 |
| Cu (disuelto) | 4.56 | - | 7.81 |
| Zn (disuelto) | 31.24 | - | 37.50 |
| As (disuelto) | 5.21 | - | 2.12 |
| Cd (disuelto) | 0.00 | - | 0.00 |
| Pb (disuelto) | 1.06 | - | 0.52 |
| Hg (disuelto) | 0.12 | - | 0.02 |

Si se confrontan estos valores de concentración media de vertido con los valores de la concentración media de suceso se ve que, para algunos contaminantes, los valores de la concentración media de vertido son superiores a los de la concentración media de suceso. Esto podría significar que parte del primer lavado no se está almacenando en el depósito fuera de línea, sino que queda retenido en el depósito en línea y que, si existe rebose, parte de esta contaminación se está vertiendo al medio receptor. Esto hace pensar que quizá el volumen del depósito en línea sea demasiado grande.

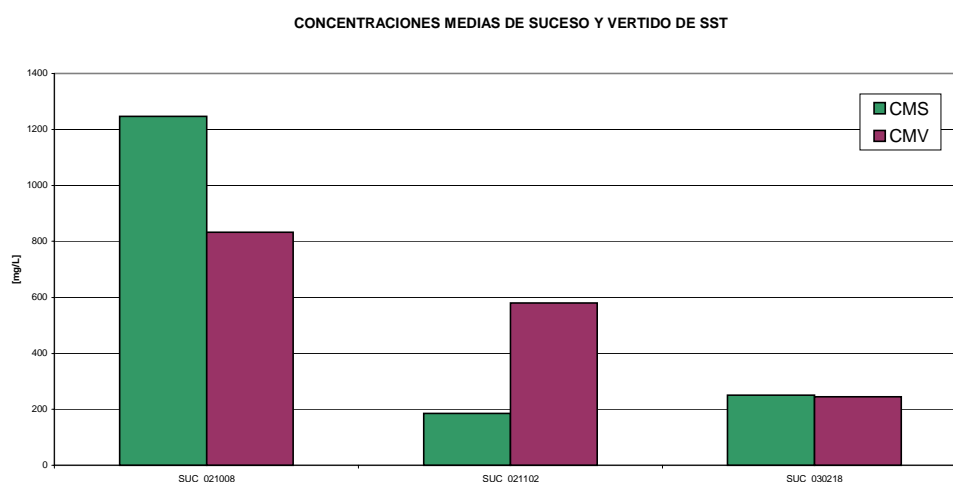


Figura 6-201. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de SST durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

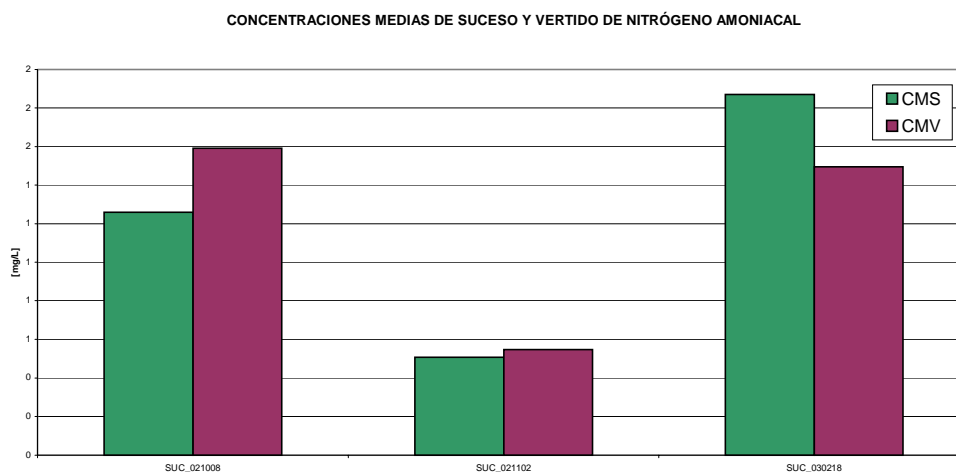


Figura 6-202. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de nitrógeno amoniacal durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

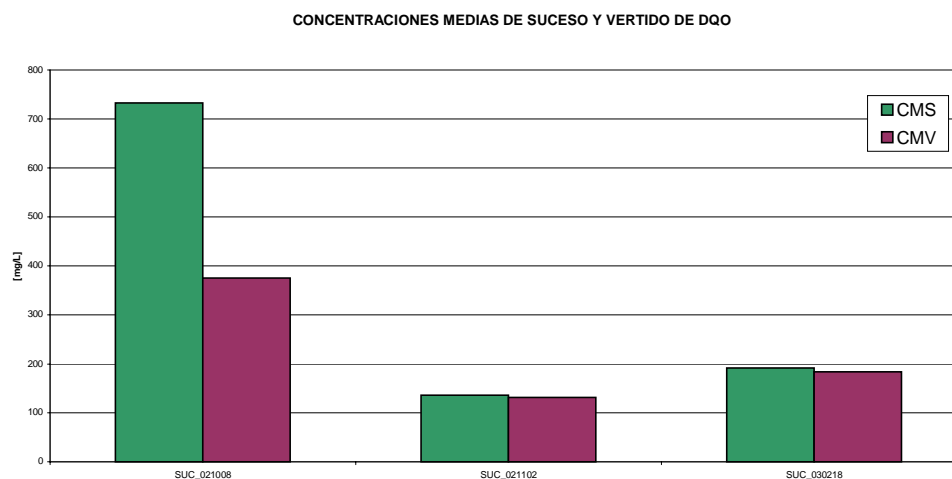


Figura 6-203. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de DQO durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

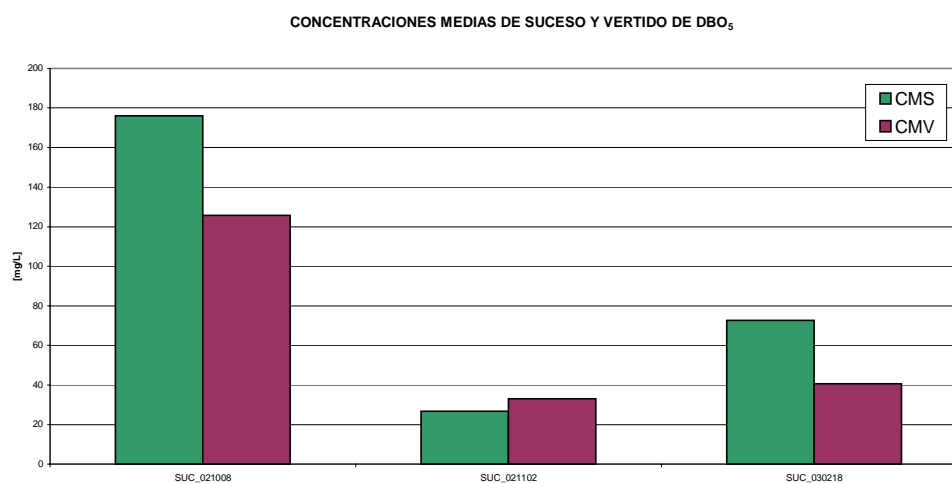


Figura 6-204. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de DBO₅ durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

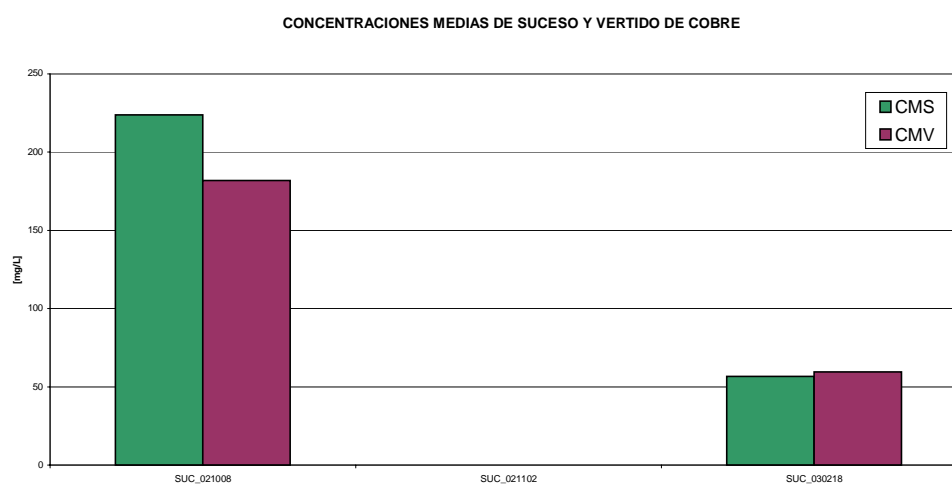


Figura 6-205. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de cobre durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

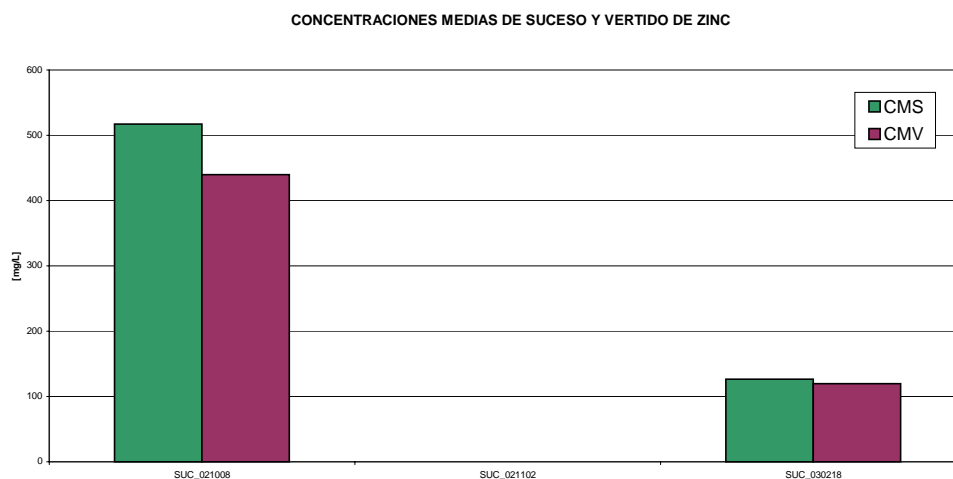


Figura 6-206. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de zinc durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

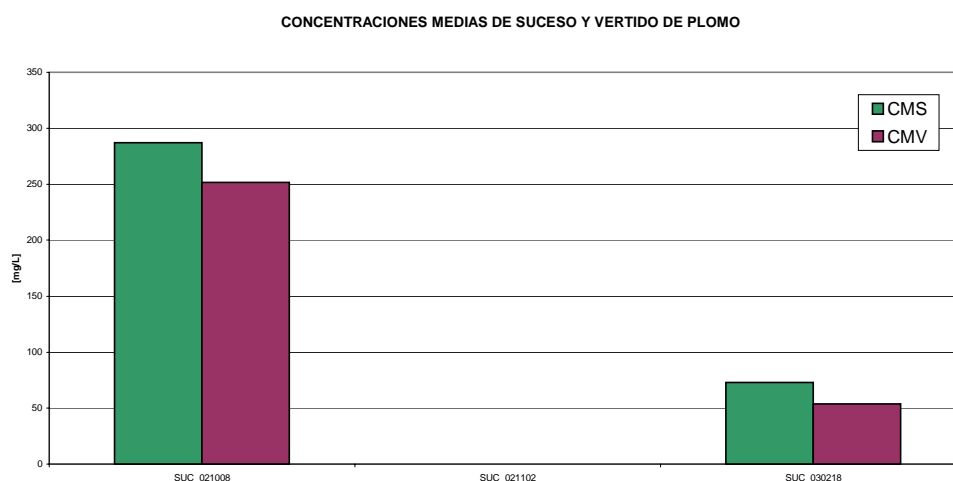


Figura 6-207. Comparación de concentraciones medias de suceso y de vertido de plomo durante los sucesos con vertido de la segunda etapa.

Otra forma de analizar el comportamiento del depósito-aliviadero de Cancelón es comparar la variación de las concentraciones de contaminantes en las distintas secciones: sección de entrada (TM3), sección de salida hacia EDAR (TM1), sección de salida hacia medio receptor (TM4) y sección en el tanque fuera de línea (TM2). A continuación se muestra gráficamente la comparación de las concentraciones de sólidos en suspensión totales, nitrógeno amoniacal y DQO para los tres sucesos en los que hubo vertido al medio receptor.

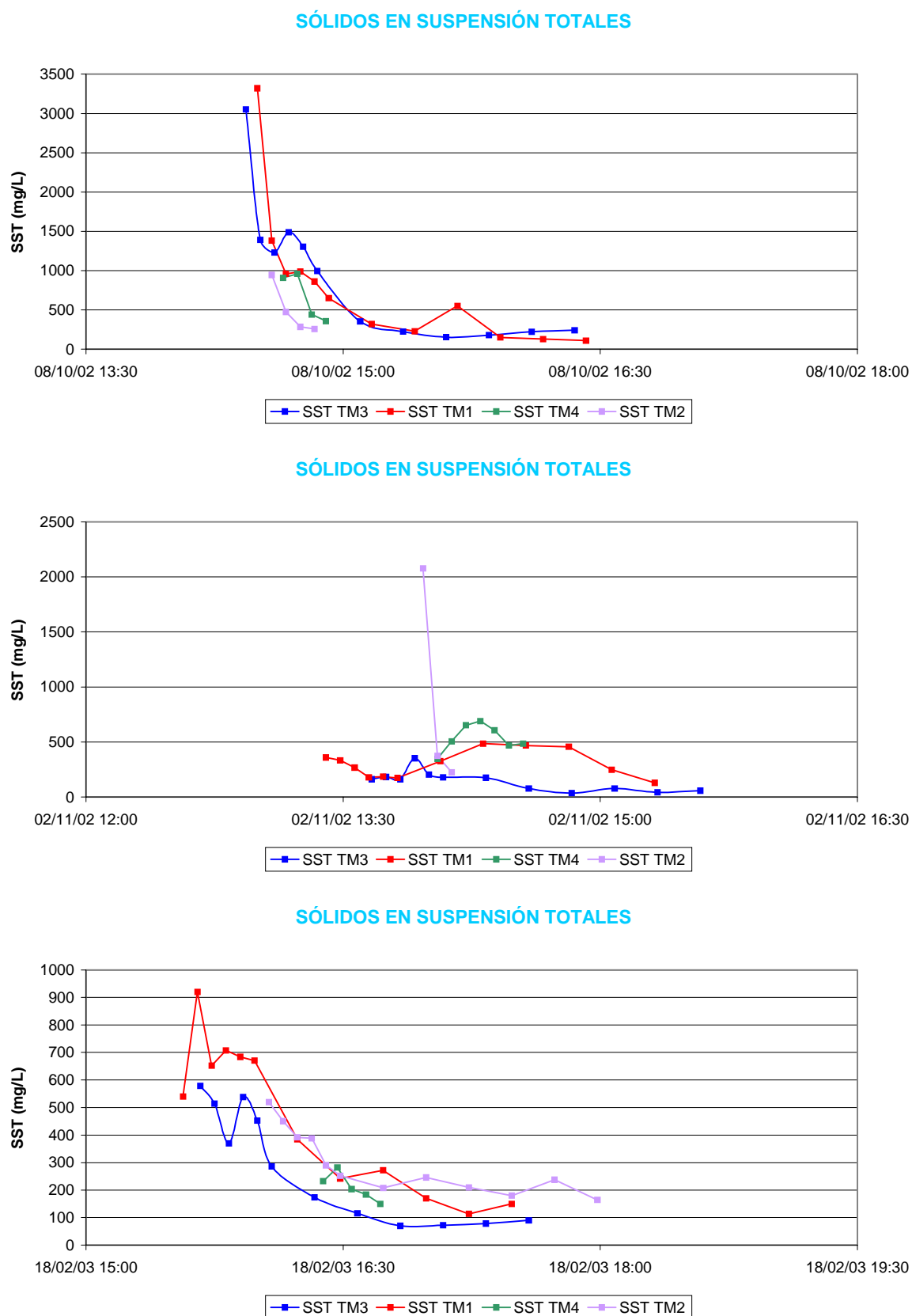


Figura 6-208. Comparación de SST por secciones.

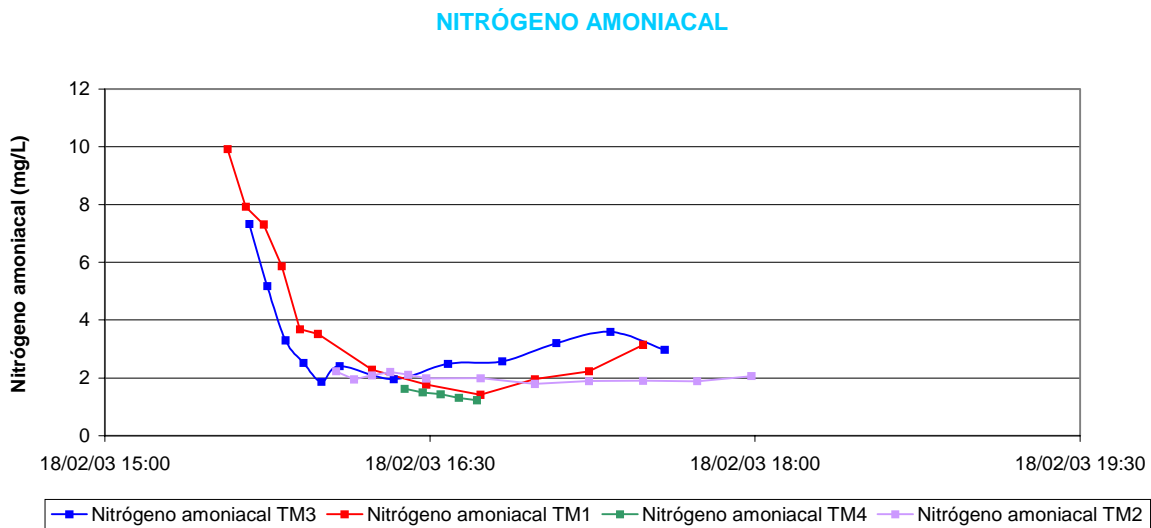
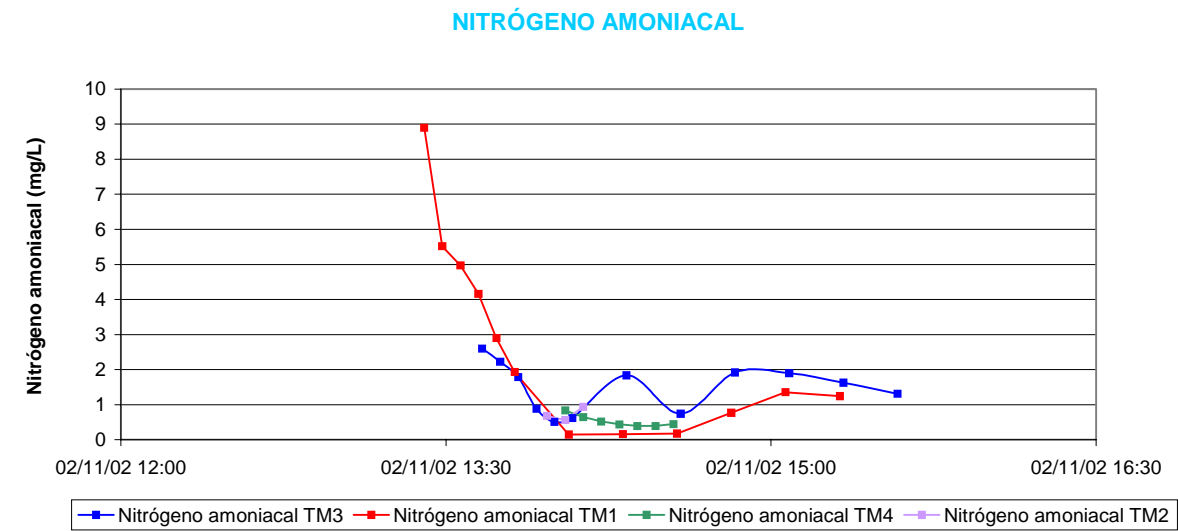
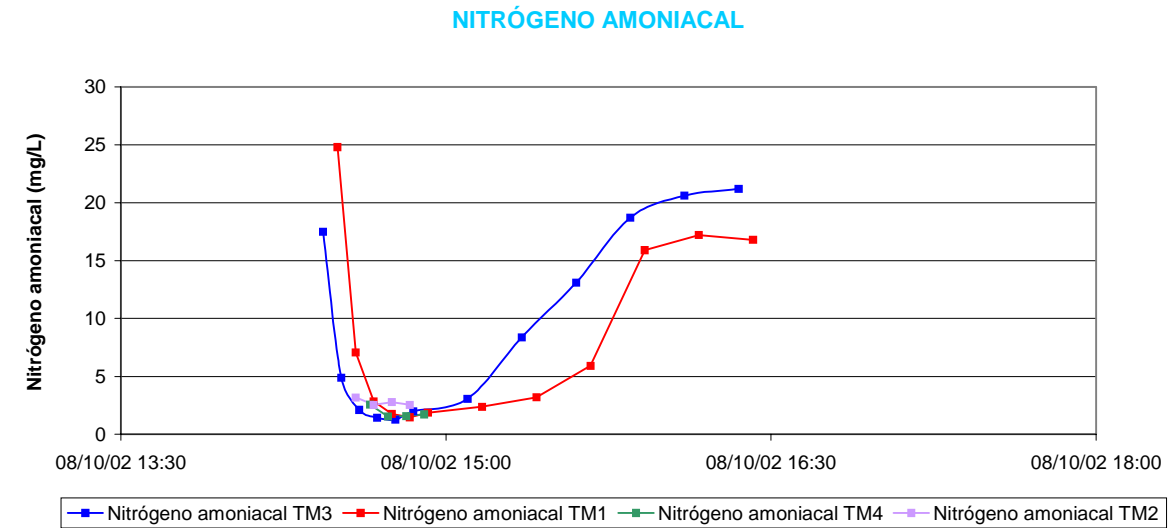


Figura 6-209. Comparación de nitrógeno amoniacal por secciones.

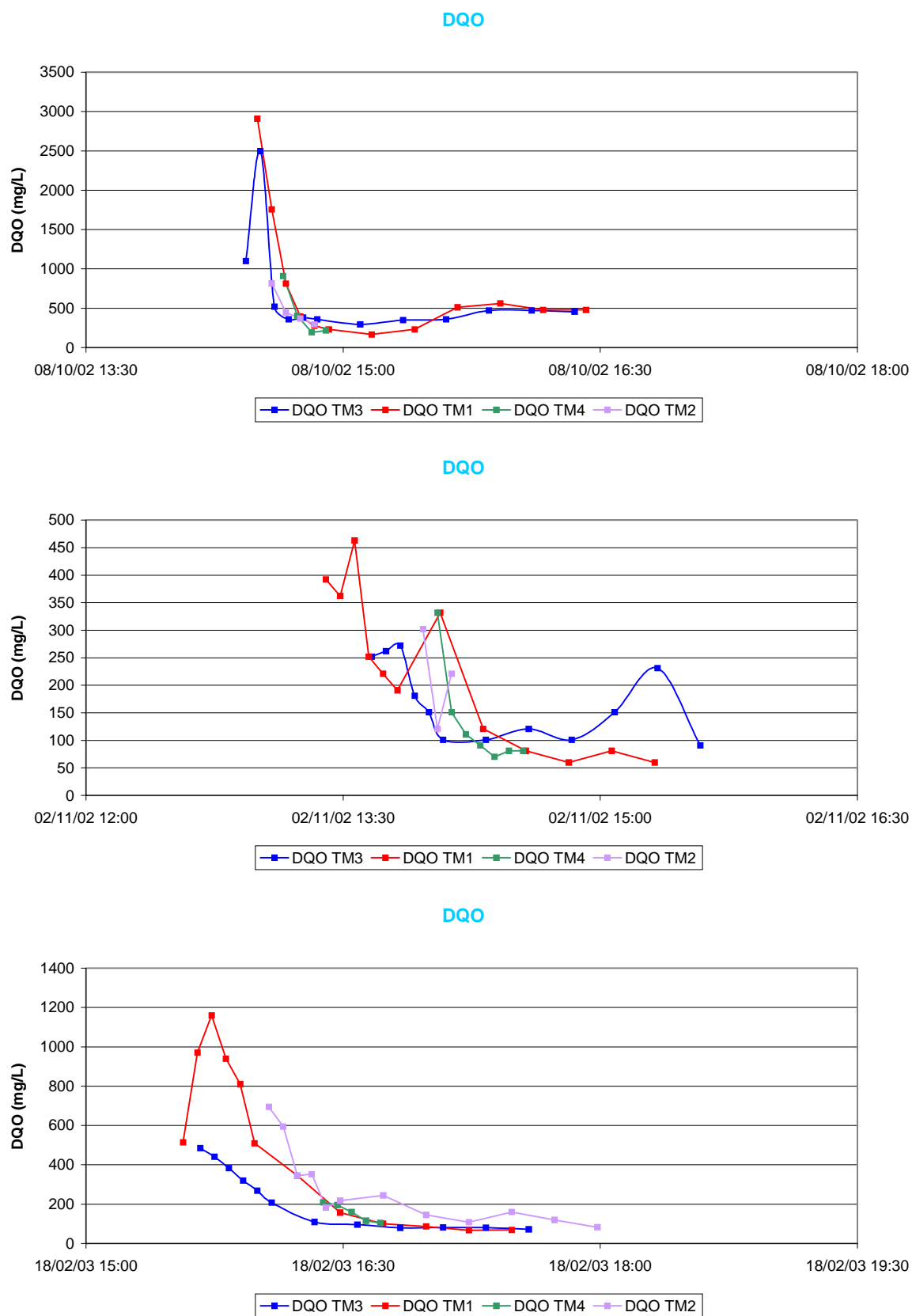


Figura 6-210. Comparación de DQO por secciones.

De los resultados mostrados se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- Si se comparan las concentraciones en la sección de entrada con las de la sección de salida hacia EDAR se observa que, sobretudo al principio del suceso, las concentraciones en la sección de salida son superiores a las concentraciones en la sección de entrada. Al final del suceso tienden a igualarse. Esto viene a confirmar la teoría de que en el depósito en línea se producen, durante el suceso, decantación de contaminantes y que esta contaminación sedimentada se resuspende al principio del siguiente suceso.
- Si se analizan las concentraciones de contaminantes en el depósito fuera de línea, especialmente las del suceso SUC_030218 ya que los otros dos sucesos están incompletos (falló el brazo distribuidor del tomamuestras y no se capturaron las últimas), se pueden ver dos cosas: las concentraciones de sólidos en suspensión y de DQO disminuyen con el paso del tiempo hasta un cierto valor mientras que la de nitrógeno amoniacal permanece más o menos constante todo el tiempo. Esto significa, por un lado, que existe cierta decantación en este tanque fuera de línea (disminuyen las concentraciones de contaminantes particulados) y, por otro lado, que una vez que se llena no existe intercambio de contaminantes con el depósito en línea, es decir, mientras está lleno permanece aislado.
- Si se comparan las concentraciones de la sección de salida hacia EDAR con las concentraciones del tanque fuera de línea se observa que en los dos primeros sucesos los valores de las concentraciones del vertido son superiores, sobretudo en los primeros momentos, mientras que en el último están por debajo. Esto consolida la hipótesis de que no siempre se está capturando el primer lavado en el tanque fuera de línea si no que parte del mismo se queda almacenado en el tanque en línea.
- Si se comparan las concentraciones de la sección de salida hacia EDAR con las concentraciones de salida hacia el medio receptor se puede observar que son bastante parecidas, en algunos casos ligeramente inferiores. Esto reafirma la suposición de mezcla completa en el tanque en línea y también la existencia de fenómenos de sedimentación.

6.2. RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN

6.2.1. Resultados de la modelización de la cuenca

6.2.1.1. Calibración y validación del modelo

Ya se comentó en el capítulo 4 la importancia que tiene el calibrar y validar con datos locales el SWMM para que reproduzca realmente el comportamiento de una cuenca. Para realizar la calibración y validación del modelo se utilizaron los datos de caudal y contaminación de los sucesos muestreados. De los trece sucesos muestreados se descartó uno de ellos porque no se disponía de los datos de la lluvia

que lo había provocado. Los doce restantes se dividieron en dos grupos y se utilizaron seis para realizar la calibración y los otros seis para realizar la validación.

6.2.1.1.1. Calibración y validación hidráulica

Para realizar la calibración hidráulica se encadenaron los seis sucesos escogidos, separándolos por periodos de veinticuatro horas. Los datos que se introducen en el modelo son las precipitaciones que los provocan y se comparan los caudales obtenidos como resultado, con los reales medidos en la sección aguas abajo de la cuenca.

En el capítulo anterior se justificaban los valores que se adoptaban inicialmente para los parámetros del modelo. Con estos valores de partida se obtuvo el siguiente resultado, para los sucesos encadenados de calibración:

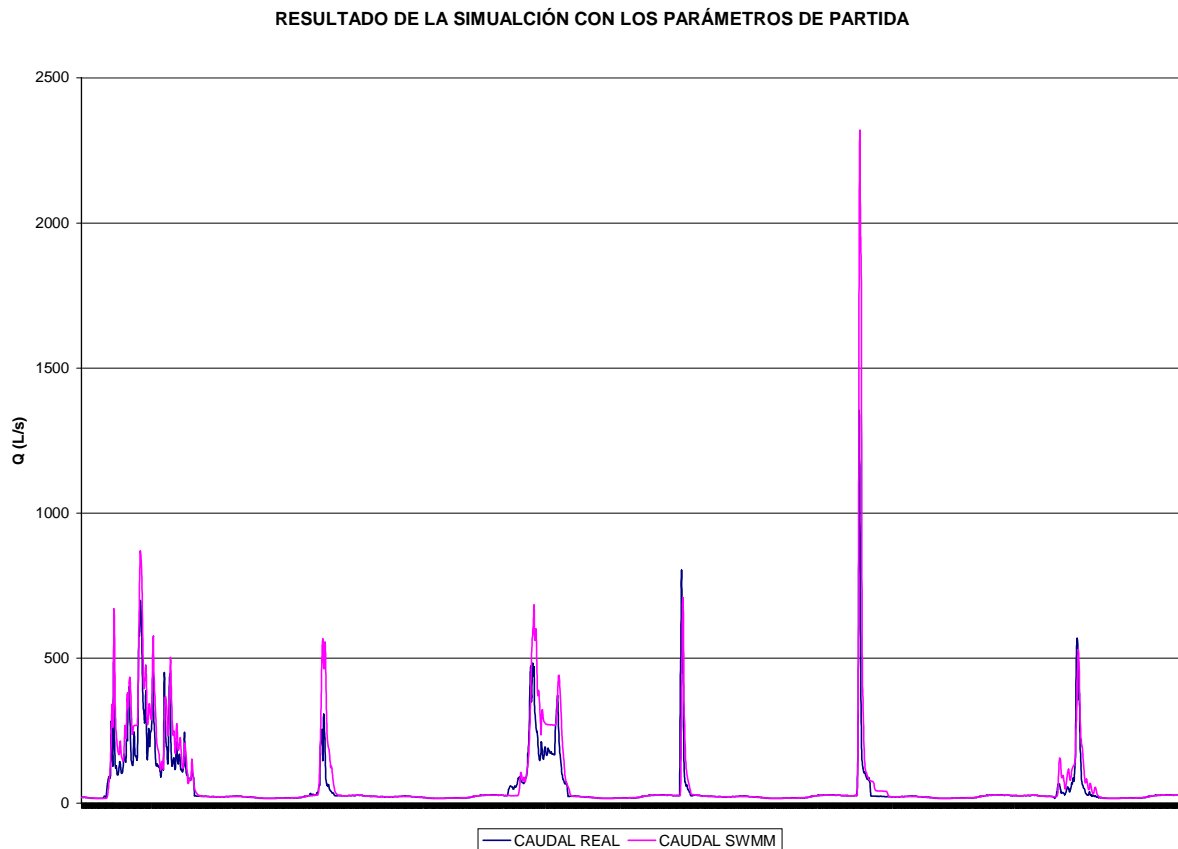


Figura 6-211. Resultado de la simulación con los parámetros de partida.

De todos los parámetros que se introducen en el SWMM los siguientes tienen influencia en la hidráulica:

- Bloque RUNOFF:
 - PCTZER: porcentaje de área impermeable con detención cero
 - VAP(J): evaporización

- WW(1): ancho de la subcuenca
- WAREA: área de la subcuenca
- WW(3): porcentaje impermeable de la subcuenca
- WSLOPE: pendiente de la subcuenca
- WW(5): rugosidad de Manning en el área impermeable
- WW(6): rugosidad de Manning en el área permeable
- WSTOREI: detención en la superficie del área impermeable
- WSTOREP: detención en la superficie del área permeable
- WLMAX: valor máximo de infiltración inicial en las áreas permeables
- WLMIN: valor asintótico de infiltración en las áreas permeables
- DECAY: índice de disminución de la infiltración
- Bloque TRANSPORT:
 - NTYPE: tipo de conducto
 - DIST: longitud de los conductos
 - GEOM1, GEOM2, GEOM3: dimensiones de la sección transversal de los conductos
 - SLOPE: pendiente de los conductos
 - ROUGH: rugosidad de Manning de los conductos

Son demasiados parámetros para realizar la calibración, por lo que se fijaron algunos. Se descartaron los que tienen sentido físico, y son fácilmente medibles, y aquellos que tienen una menor influencia. Se realizó la calibración utilizando los siguientes parámetros del bloque RUNOFF: WW(3), WW(5), WW(6), WSTOREI y WSTOREP. Mientras que el primero de ellos, el porcentaje impermeable, se consideró variable en cada subcuenca, para los otros cuatro se tomó el mismo valor en todas las subcuencas.

La calibración de la hidráulica se hizo en dos etapas. En la primera etapa se ajustó el volumen, variando únicamente las impermeabilidades de las subcuencas multiplicándolas por un coeficiente. En la tabla siguiente se muestran los resultados obtenidos

Tabla 6-59. Ajuste de volumen variando las impermeabilidades.

| Coeficiente | Volumen real (m ³) | Volumen SWMM (m ³) | Diferencia | Error |
|-------------|--------------------------------|--------------------------------|------------|---------|
| 1 | 29999.57 | 39949.42 | -9949.85 | -33.17% |
| 0.5 | 29999.57 | 26268.49 | 3731.08 | 12.44% |
| 0.6 | 29999.57 | 29044.69 | 954.88 | 3.18% |
| 0.65 | 29999.57 | 30414.91 | -415.34 | -1.38% |

Se tomaron, por lo tanto, los valores de las impermeabilidades que se habían estimado, con la ayuda de la fotografía aérea de la zona, multiplicados por 0.65.

En la segunda etapa se utilizó el PEST para ajustar la forma. El PEST ajusta los parámetros seleccionados del modelo hasta que las diferencias entre los valores simulados y los medidos en la realidad se reducen hasta un mínimo. Como parámetros de ajuste en el PEST se utilizaron, inicialmente, cuatro del bloque RUNOFF: la detención en las zonas impermeables (WSTOREI), la detención en las zonas permeables (WSTOREP), la rugosidad de las zonas impermeable (WW(5)) y la rugosidad de las zonas permeables (WW(6)). La detención sirve para ajustar las pérdidas y la rugosidad para ajustar la forma, ya que influye en el retardo y la atenuación del hidrograma.

El PEST requiere que los parámetros de ajuste sean acotados inferior y superiormente y que se les asigne un valor de partida. A continuación se muestran los valores de partida y los límites superior e inferior que se introdujeron en el PEST para los cuatro parámetros.

Tabla 6-60. Valores de partida e intervalo de variación de los parámetros de calibración hidráulica introducidos en el PEST.

| | WW(5) | WW(6) | WSTOREI (mm) | WSTOREP (mm) |
|------------------|-------|-------|--------------|--------------|
| Valor de partida | 0.015 | 0.3 | 0.254 | 1.016 |
| Valor máximo | 0.05 | 0.5 | 1.27 | 2.54 |
| Valor mínimo | 0.001 | 0.001 | 0.000254 | 0.000254 |

Tras ejecutar el PEST para calibrar la hidráulica, ajustando estos cuatro parámetros, se observó que, partiendo de los valores de estos parámetros recomendados por el manual, los de las zonas permeables no tenían influencia, por lo que se descartaron, calibrándose el modelo a partir de los de las zonas impermeables.

La función objetivo (Φ), que debe minimizar el PEST, es la suma ponderada de las diferencias al cuadrado de los resultados simulados por el modelo y los medidos en la realidad. En este caso se llegó a la solución óptima después de tres iteraciones. El PEST considera que no compensa seguir haciendo iteraciones cuando ha habido 3 iteraciones para las que se cumple:

$$\frac{\Phi_i - \Phi_{\min}}{\Phi_i} \leq 0.01$$

siendo Φ_i el valor de la función objetivo al final de la iteración i y Φ_{\min} el valor mínimo de la función objetivo obtenido hasta el momento. El número de iteraciones y el límite se introduce como dato en el fichero de control del PEST. Se adoptaron los

valores de 3 y 0.01, siguiendo las recomendaciones del manual. En la siguiente tabla se pueden ver los valores de los parámetros y de la función objetivo en cada iteración.

Tabla 6-61. Resultados de la optimización de los parámetros de calibración de hidráulica con el PEST.

| Iteración | Φ | WW(5) | WSTOREI |
|-----------|--------|------------|------------|
| 0 | 6761 | 0.01500000 | 0.25400000 |
| 1 | 6680 | 0.02097021 | 0.00025400 |
| 2 | 6675 | 0.02080435 | 0.00040798 |
| 3 | 6674 | 0.02078439 | 0.00028432 |

Para que la calibración sea satisfactoria es importante que los parámetros que se han escogido para la calibración no estén correlacionados, es decir, que sean independientes. Esto nos lo indica la matriz de correlación, que esta compuesta por los coeficientes de correlación que toman valores entre -1 y 1 . Cuanto más cercano a cero sea el coeficiente de correlación de dos parámetros, menos dependencia habrá entre ellos. El PEST proporciona también un intervalo de confianza para cada parámetro, que da idea de la incertidumbre del valor estimado. A continuación, se muestran tanto la matriz de correlación como los intervalos de confianza obtenidos en la calibración hidráulica.

- Matriz de correlación

Correlation Coefficient Matrix ----->

```

1.000      -0.1969
-0.1969      1.000

```

- Intervalos de confianza

| Parameter | Estimated value | 95% percent confidence limits | |
|-----------|-----------------|-------------------------------|--------------|
| | | lower limit | upper limit |
| ww5 | 2.078439E-02 | 1.909857E-02 | 2.247021E-02 |
| wstorei | 1.119358E-05 | -5.660733E-03 | 5.683121E-03 |

El valor del coeficiente de correlación entre los dos parámetros es suficientemente pequeño como para que puedan considerarse independientes. En cuanto a los intervalos de confianza se observa que no respeta los límites impuestos al parámetro manualmente.

En la figura 6-212 se compara el resultado obtenido al aplicar el SWMM con los valores óptimos de los parámetros. Para evaluar el error cometido se comparan el volumen de agua que atraviesa la sección en realidad, con el simulado. En la tabla 6-59 se observa que el error que se comete es de un 2.22%.

RESULTADO DE LA CALIBRACIÓN DE CAUDALES

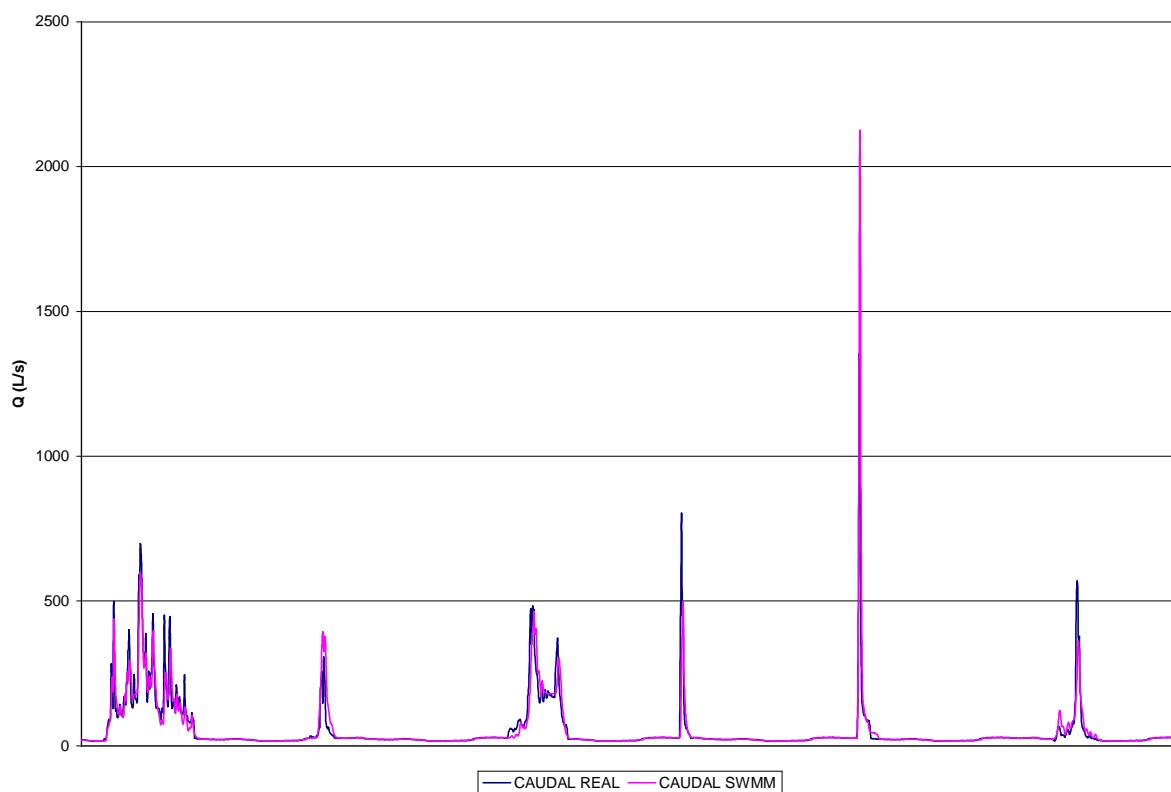


Figura 6-212. Resultado de la calibración de caudales

Tabla 6-62. Error cometido en la calibración

| Volumen real (m ³) | Volumen SWMM (m ³) | Diferencia | Error |
|--------------------------------|--------------------------------|------------|--------|
| 30000 | 30666 | -666 | -2.22% |

Otra forma de ver el resultado es enfrentar el caudal real y el caudal simulado con el SWMM (ver figura 6-213). Es importante que haya una tendencia a la diagonal que, en este caso, es bastante clara, aunque en caudales muy altos (>650 L/s) hay caudales simulados mayores que los medidos.

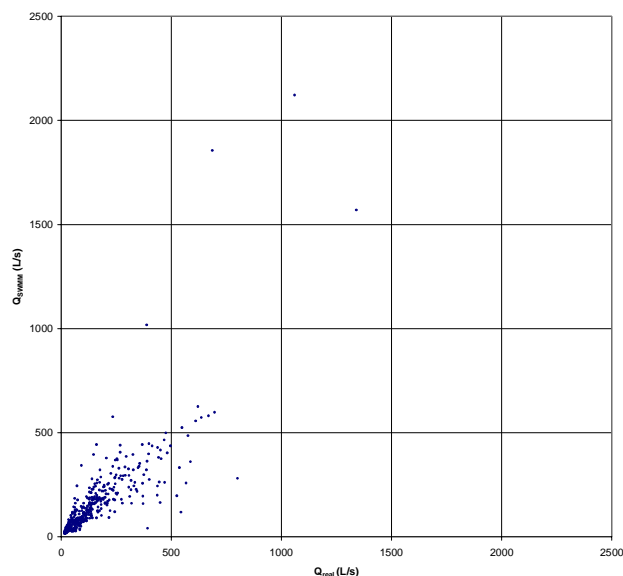


Figura 6-213. Caudal real y simulado de la calibración enfrentados.

Para validar la calibración del modelo se utilizaron los otros seis sucesos, que se encadenaron de la misma forma que los de la calibración. En la siguiente figura se puede observar el resultado obtenido en la simulación con el SWMM con los valores óptimos de los parámetros, comparado con los valores de caudal medidos en la realidad.

RESULTADOS DE LA VALIDACION DE CAUDALES

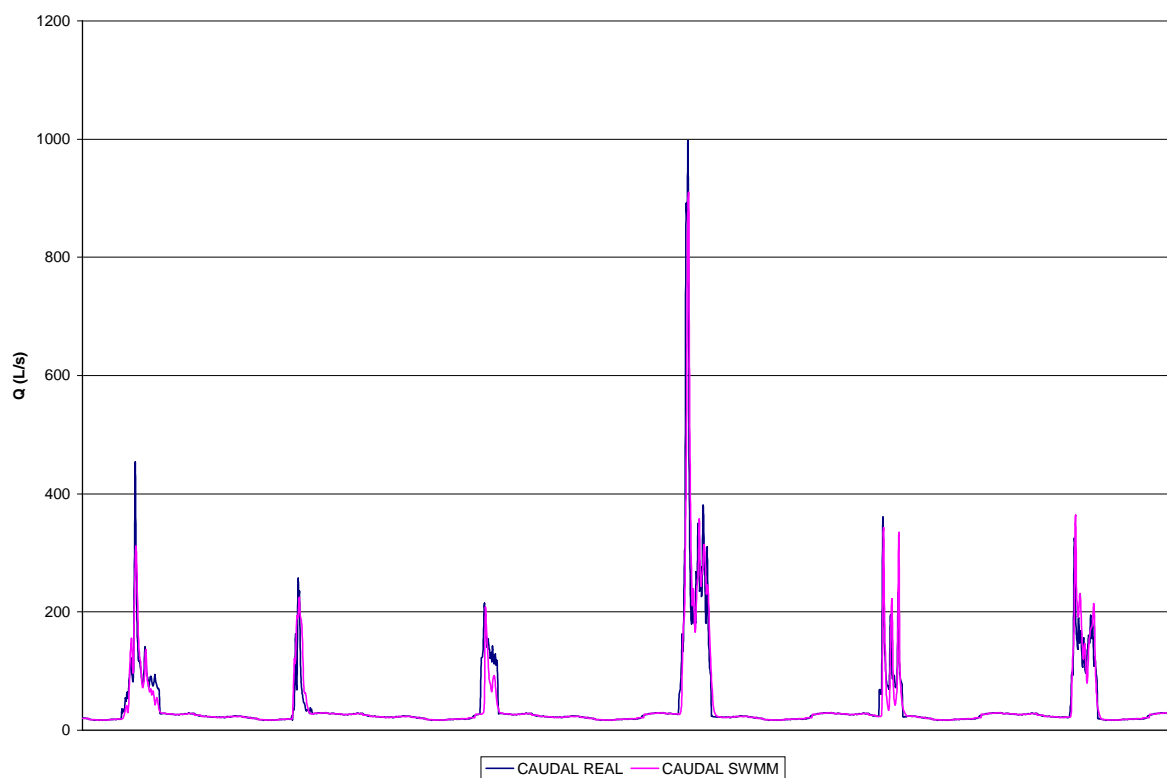


Figura 6-214. Resultado de la validación de caudales

Tabla 6-63. Error cometido en la validación

| Volumen real (m ³) | Volumen SWMM (m ³) | Diferencia | Error |
|--------------------------------|--------------------------------|------------|-------|
| 23033 | 22824 | 209 | 0.91% |

El error cometido en la validación es del 0.91%. En la siguiente figura se observa que, al enfrentar los valores de caudal reales y simulados, hay una clara tendencia a la diagonal, a pesar de que haya algún punto que se aleje de ella sobre todo en valores por encima de 400 L/s. Por tanto, se valida la calibración de la hidráulica.

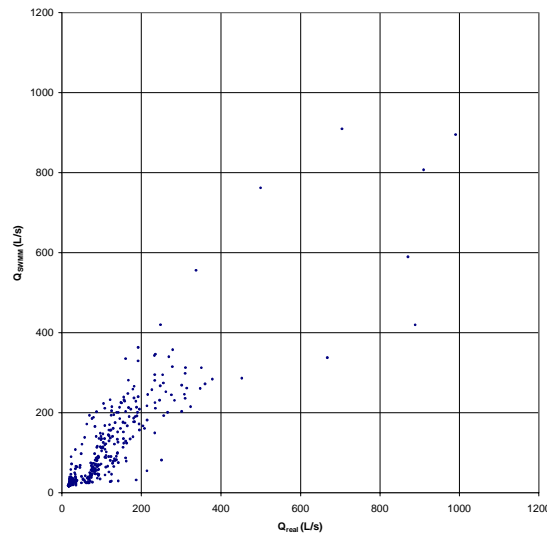


Figura 6-215. Caudal real y simulado de la validación enfrentados.

6.2.1.1.2. Calibración y validación de contaminación

Para realizar la calibración de la contaminación se encadenaron los seis sucesos escogidos, separándolos por el número de días de tiempo seco precedentes en la realidad. Al igual que en la calibración hidráulica, los datos que se introducen en el modelo para realizar la calibración de la contaminación son las precipitaciones que provocan los sucesos, comparando los resultados de concentraciones de sólidos en suspensión obtenidos con el SWMM, con los valores obtenidos en el laboratorio para las muestras tomadas en cada suceso en la sección aguas abajo de la cuenca.

De todos los parámetros que se introducen en el SWMM, los siguientes tienen influencia en la contaminación.

- Bloque RUNOFF:
 - DDLIM, DDPOW: coeficientes del modelo de acumulación de suciedad en la superficie de las cuencas
 - RCOEF, WASHPO: coeficientes del modelo de lavado de la contaminación acumulada en la superficie de las cuencas

- Bloque TRANSPORT:
 - GNU: viscosidad cinemática del agua
 - DECAY: coeficiente de eliminación de primer orden de los contaminantes no conservativos
 - SPG: gravedad específica del sedimento
 - PSIZE, PGR: tamaño de partículas, porcentaje mayor que ese tamaño en peso
 - PSDWF: tamaño máximo de las partículas del caudal de tiempo seco

Para la calibración se utilizaron los cuatro parámetros del RUNOFF: DDLIM, DDPOW, RCOEF y WASHPO.

Para realizar el ajuste de los parámetros seleccionados se utilizó el PEST, que estima los valores de los parámetros de forma que se minimicen las diferencias entre los valores simulados y los medidos. En la siguiente tabla se muestran los valores de partida y los límites superior e inferior que se introdujeron en el PEST, para los cuatro parámetros seleccionados para realizar la calibración.

Tabla 6-64. Valores de partida e intervalo de variación de los parámetros de calibración de contaminación introducidos en el PEST.

| | DDLIM (kg/ha) | DDPOW (días⁻¹) | WASHPO | RCOEF (mm⁻¹) |
|------------------|----------------------|----------------------------------|---------------|--------------------------------|
| Valor de partida | 112.085017 | 0.01 | 1 | 3.93700787 |
| Valor máximo | 1120.85017 | 10 | 10 | 393.700787 |
| Valor mínimo | 0.01120850 | 0.001 | 1 | -393.700787 |

El PEST realizó cinco iteraciones, obteniéndose la solución óptima en la tercera iteración ya que en la cuarta y la quinta la función objetivo es mayor. La tabla 6-65 muestra los valores de la función objetivo y de los parámetros de contaminación, para cada iteración.

Tabla 6-65. Resultados de la optimización de los parámetros de contaminación con el PEST.

| Iteración | Φ | DDLIM (kg/ha) | DDPOW (días⁻¹) | WASHPO | RCOEF (mm⁻¹) |
|------------------|----------------|----------------------|----------------------------------|----------------|--------------------------------|
| 0 | 7053400 | 112.085017 | 0.01000000 | 1.00000 | 3.93700787 |
| 1 | 4752800 | 112.935742 | 0.00932113 | 1.11543 | 3.91554331 |
| 2 | 4533300 | 113.739391 | 0.01288996 | 1.30036 | 4.01015748 |
| 3 | 4485000 | 114.327838 | 0.01281116 | 1.26751 | 4.01897638 |
| 4 | 4498300 | 114.798595 | 0.01218419 | 1.24583 | 4.02681102 |
| 5 | 4490300 | 114.571062 | 0.01237597 | 1.25382 | 4.01350394 |

A continuación, se muestran la matriz de correlación y los intervalos de confianza obtenidos tras la calibración de la contaminación.

- Matriz de correlación

Correlation Coefficient Matrix ----->

| | | | |
|---------|---------|---------|---------|
| 1.000 | -0.3607 | 0.4649 | -0.5532 |
| -0.3607 | 1.000 | 0.4907 | -0.4924 |
| 0.4649 | 0.4907 | 1.000 | -0.6770 |
| -0.5532 | -0.4924 | -0.6770 | 1.000 |

- Intervalos de confianza

| Parameter | Estimated value | 95% percent confidence limits | |
|-----------|-----------------|-------------------------------|--------------|
| | | lower limit | upper limit |
| ddli | 102.001 | 98.3199 | 105.682 |
| ddpo | 1.281116E-02 | 1.234123E-02 | 1.328108E-02 |
| wash | 1.26751 | 1.25705 | 1.27797 |
| rcoe | 102.082 | 98.2861 | 105.879 |

En la figura 6-216 se comparan los resultados obtenidos al aplicar el SWMM con los valores óptimos de los parámetros, y con los valores medidos sobre las muestras capturadas durante los sucesos. Para calcular el error cometido en la simulación, se compararon la masa que atravesó la sección en la realidad, con la masa que atraviesa la sección en la simulación, durante el intervalo de muestreo. Los resultados obtenidos para la calibración se muestran en la siguiente tabla.

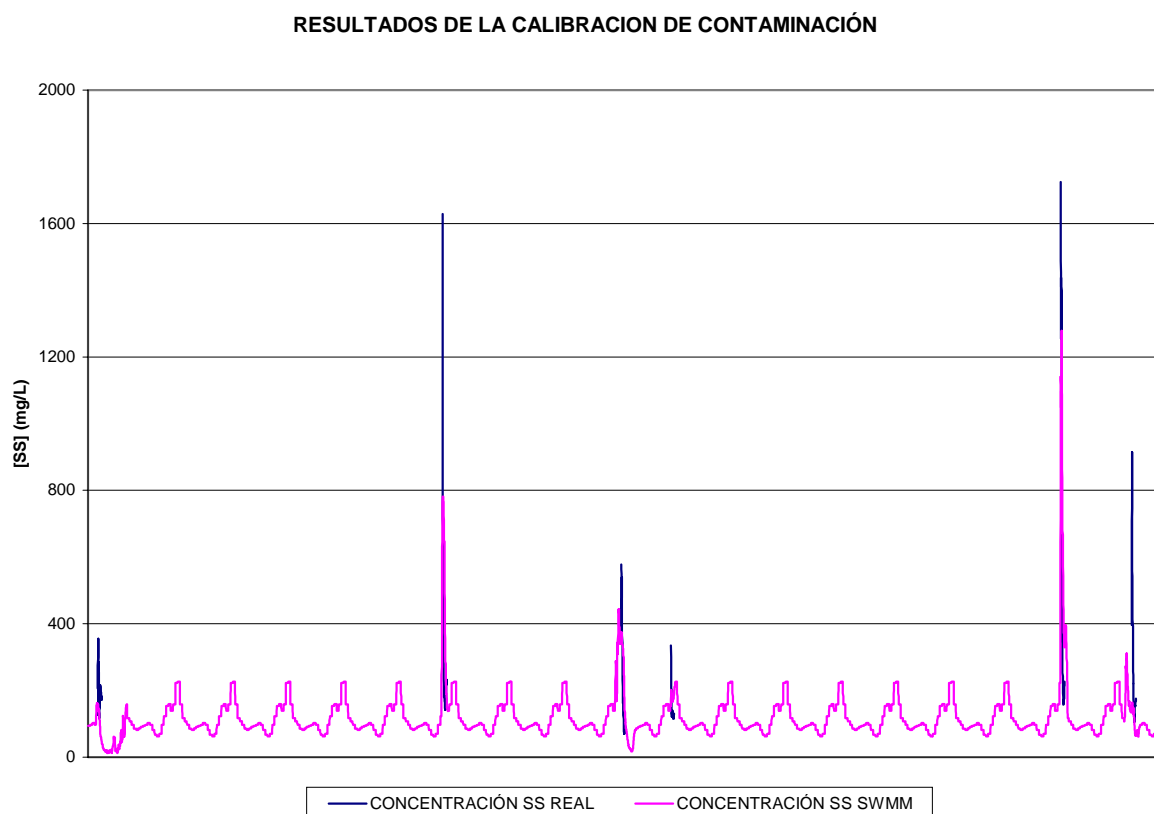


Figura 6-216. Resultado de la calibración de concentración de SS.

Tabla 6-66. Error cometido en la calibración de la contaminación

| Masa real (kg) | Masa SWMM (kg) | Diferencia | Error |
|----------------|----------------|------------|--------|
| 4845956 | 4873526 | -27570 | -0.57% |

A pesar de que el error en la masa que atraviesa la sección no parece muy importante, el resultado obtenido en la calibración de la contaminación no es tan bueno como en la calibración hidráulica. En la gráfica siguiente se puede comprobar que la tendencia a la diagonal no es tan clara como la que existía con los valores de los caudales.

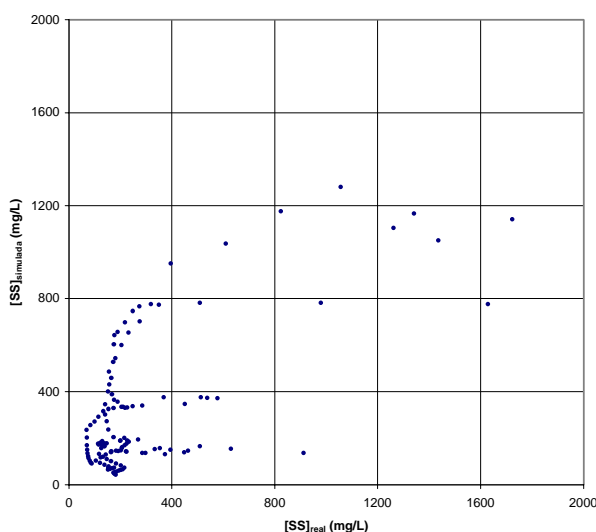


Figura 6-217. Concentración de SS real y simulada de la calibración enfrentadas.

Para validar la calibración del modelo se utilizaron los otros seis sucesos encadenados, respetando los días de tiempo seco precedente correspondientes a cada uno. En la siguiente gráfica se muestra el resultado de la simulación con el SWMM y los valores medidos sobre las muestras tomadas durante los sucesos.

RESULTADO DE LA VALIDACION DE LA CONTAMINACION

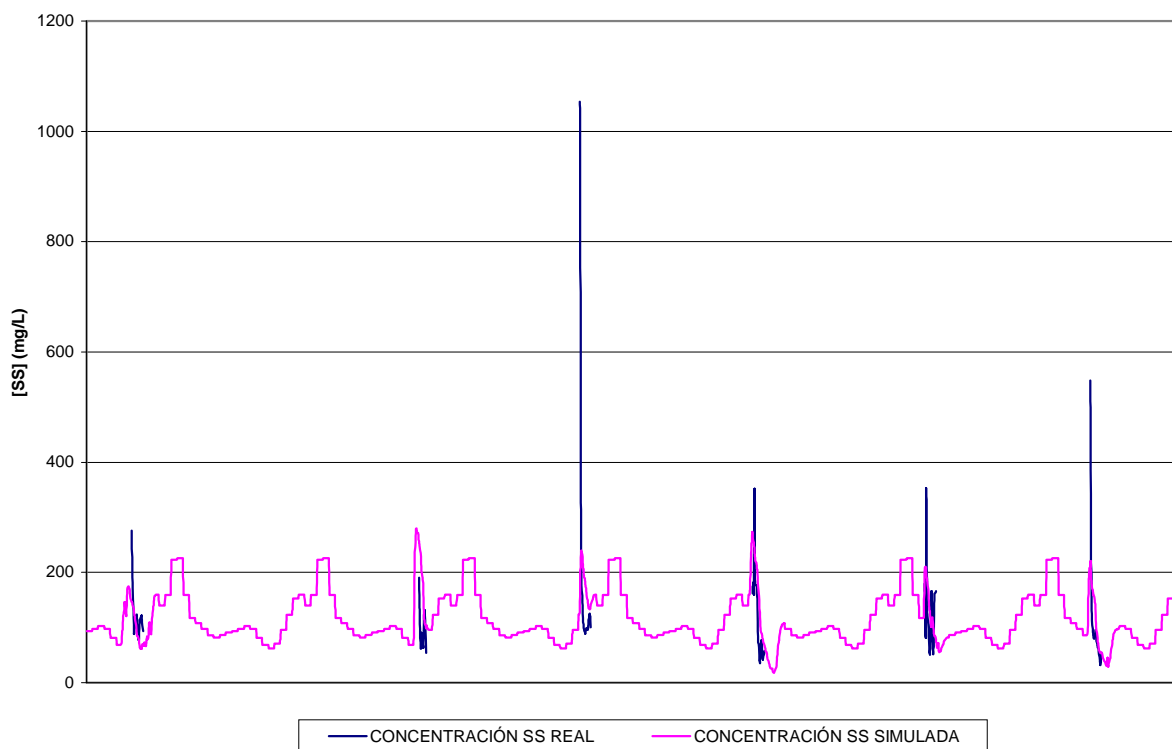


Figura 6-218. Resultado de la validación de concentración de SS.

Tabla 6-67. Error cometido en la validación de la contaminación

| Masa real (kg) | Masa SWMM (kg) | Diferencia | Error |
|----------------|----------------|------------|---------|
| 35262 | 41257 | -5994 | -17.00% |

El error cometido en la validación es del 17.00%. En la figura siguiente se enfrentan los valores de la concentración de sólidos en suspensión reales con los simulados.

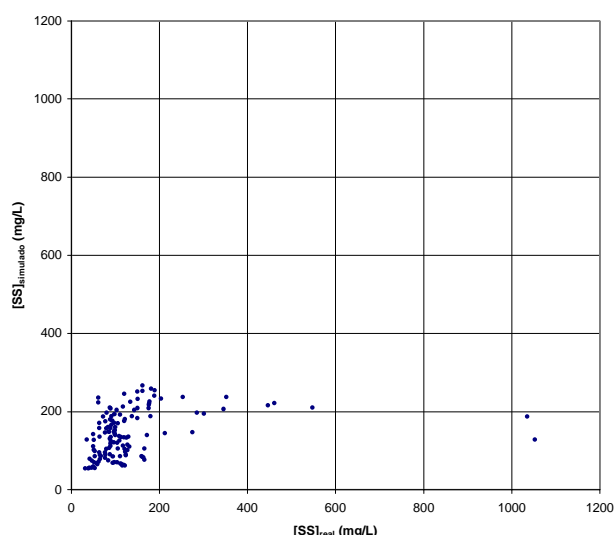


Figura 6-219. Concentración de SS real y simulada de la validación enfrentadas.

A pesar de que se valida la calibración el resultado obtenido no es demasiado bueno. No se consigue simular las puntas y sin embargo para los valores más bajos (<200 mg/L) el modelo simula valores mayores. Se hicieron diversas pruebas tratando de mejorarlo pero no se consiguió. Se probó con otras granulometrías, e incluso se introdujo la granulometría (tamaño y % mayor que) como parámetro de ajuste en el PEST, pero los resultados no mejoraron. Parece que el problema está en que el modelo de acumulación y lavado que utiliza el SWMM no es capaz de simular variaciones tan bruscas en los valores de las concentraciones de contaminante.

El fichero del SWMM, con los bloques RUNOFF y TRANSPORT, calibrado se presenta en el Anejo VII.

6.2.2. Resultados de la modelización del depósito-aliviadero

El haber realizado un modelo del depósito-aliviadero de Cancelón permite estudiar situaciones distintas a la real: distintas dimensiones de depósitos e incluso distintos tipos de válvulas a la salida. Concretamente se ha estudiado la situación real de válvula de compuerta y otra hipotética que consistiría en sustituir la actual válvula de compuerta por una válvula tipo vórtice.

Hay que tener en cuenta, además, que los datos de campo son limitados (durante el año caracterizado sólo se lograron capturar tres sucesos tipo C) y con el modelo se pueden estudiar periodos de tiempo más largos.

El modelo del depósito-aliviadero se alimenta con datos de caudal y concentración de contaminantes en el punto de entrada al depósito, es decir, en el punto aguas abajo de la subcuenca. Se ha aplicado el modelo de dos formas:

- En primer lugar, para obtener un funcionamiento hidráulico del depósito-aliviadero, se introdujeron los datos de caudal de la sección aguas abajo de la subcuenca de Cancelón de un año completo, obtenidos con el SWMM a partir de las lluvias registradas durante el año que duró la caracterización, y se varió el volumen del depósito-aliviadero con el fin de obtener las curvas que relacionan el volumen vertido/número de vertidos al año con el volumen del depósito tanto para las dos situaciones de válvula de compuerta estudiadas (compuerta totalmente abierta y compuerta semiabierta) como para las situaciones de válvula tipo vórtice.
- En segundo lugar utilizando un hidrograma y polutograma sintéticos se analizó el comportamiento, en cuanto a rendimientos de eliminación de contaminación, de depósitos-aliviadero de distintas dimensiones y con reparto de volúmenes en línea y fuera de línea distintos.

Antes de pasar a mostrar los resultados obtenidos tanto en la simulación continua como en la simulación de un suceso sintético se expone como se realizó la calibración del modelo del depósito-aliviadero.

6.2.2.1. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero

Se realizó una calibración hidráulica del modelo del depósito aliviadero para la situación de válvula de compuerta en la salida hacia la EDAR. En la situación de válvula tipo vórtice no se realizó calibración ya que, como es lógico, no se dispone de datos de campo.

La calibración del modelo del depósito-aliviadero se realizó separadamente para la etapa de compuerta totalmente abierta y de compuerta semiabierta. Para cada uno de los casos se escogieron dos sucesos tipo C e, introduciendo los valores de caudal medidos en la sección de entrada del depósito, se compararon los valores del caudal en la sección de salida real y simulado. Se vio que se podían ajustar los valores del caudal de la sección de salida, variando el coeficiente (0.6) de la fórmula del caudal de salida a través de una compuerta, de forma que se minimizasen la suma de los cuadrados de las diferencias entre el caudal de salida real y el caudal de salida simulado. Se calculó el valor del coeficiente que minimizaba el sumatorio mencionado, para cada suceso, y se promediaron dichos coeficientes.

6.2.2.1.1. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero con la compuerta totalmente abierta

En primer lugar se muestran las comparaciones entre el caudal de salida del depósito-aliviadero real y del simulado, para un valor del coeficiente de compuerta

de 0.6, en los dos sucesos escogidos para realizar la calibración con la compuerta totalmente abierta (sucesos 1a y 2a), y los volúmenes almacenados en el tanque en línea y en el tanque fuera de línea reales y simulados, para este mismo valor del coeficiente de compuerta.

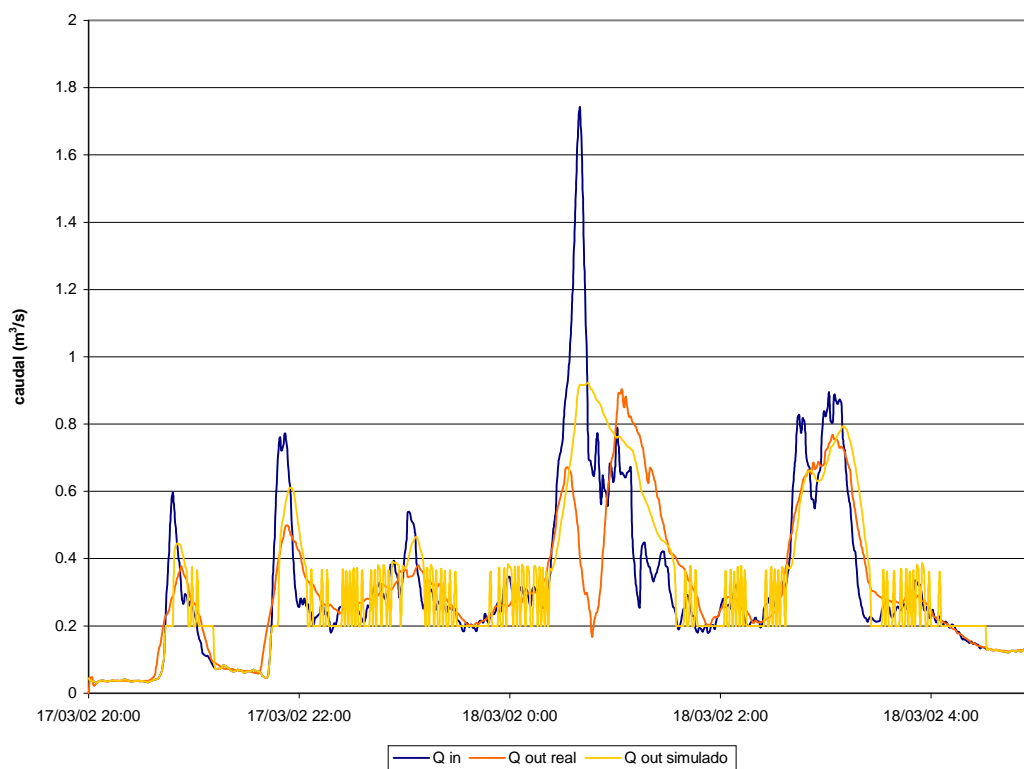


Figura 6-220. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 1a.

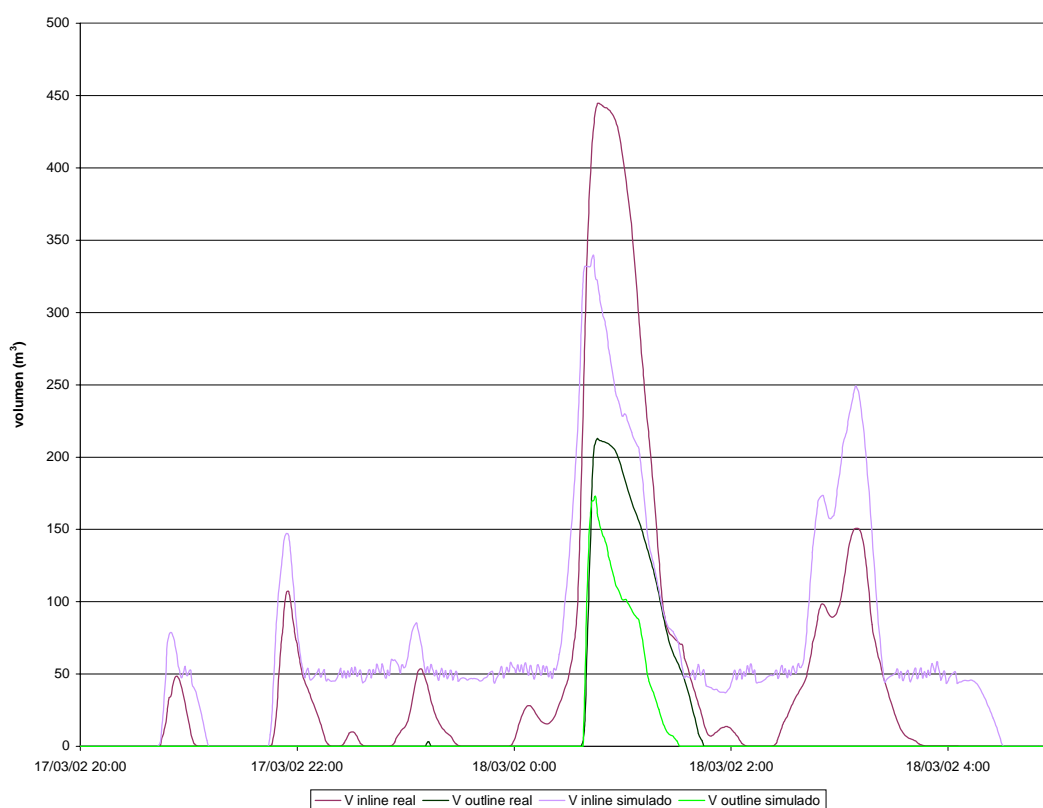


Figura 6-221. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 1a.

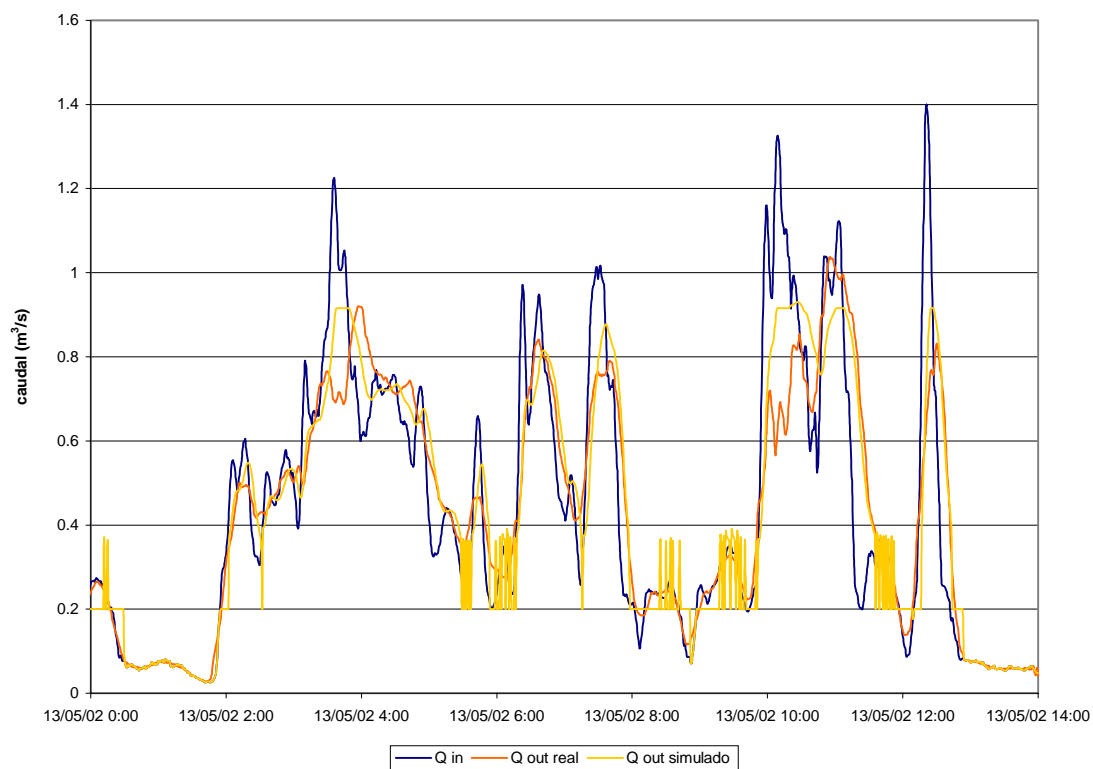


Figura 6-222. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 2a.

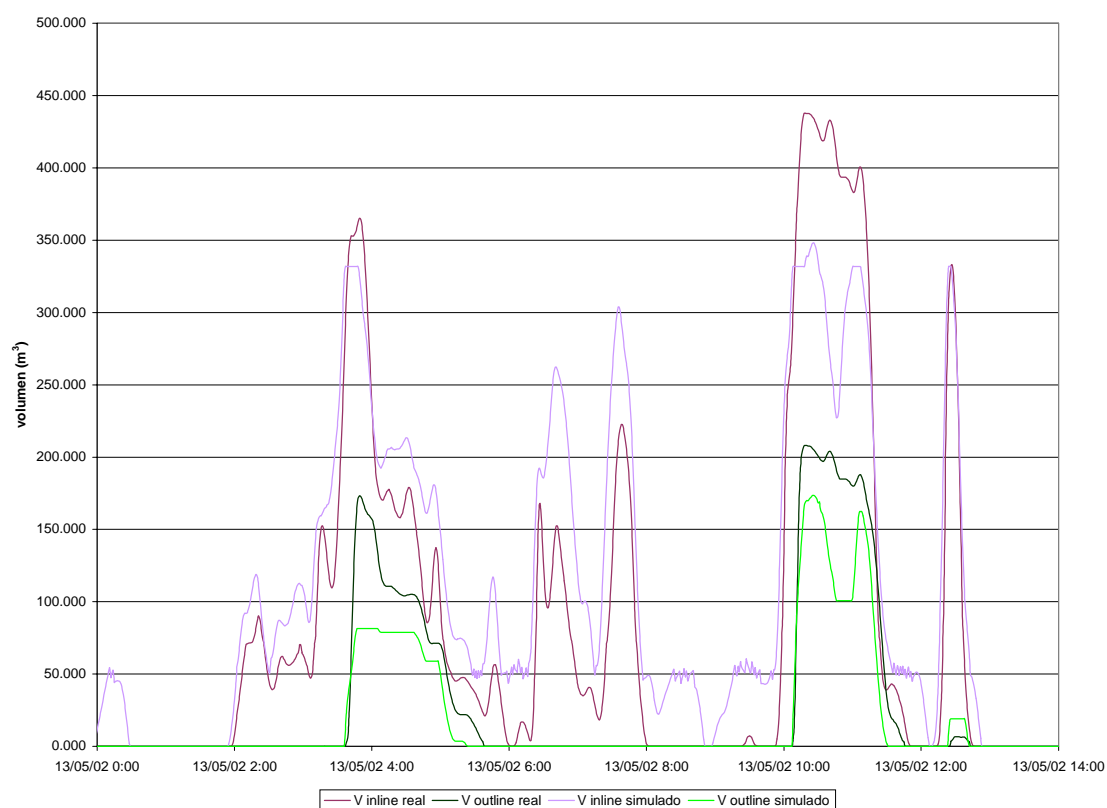


Figura 6-223. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 2a.

Para estos dos sucesos escogidos se calculó el valor del coeficiente de compuerta que minimizaba la suma de los cuadrados de las diferencias, entre el caudal de salida real y el caudal de salida simulado. Los valores obtenidos se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 6-68. Optimización del valor del coeficiente de compuerta para la compuerta totalmente abierta.

| Suceso | Coeficiente de compuerta | $\Sigma(q_{\text{out real}} - q_{\text{out simulado}})^2$ | Vertido real | Vertido simulado |
|--------|--------------------------|---|--------------|------------------|
| 1a | 0.42 | 4.75 | 294.3 | 77.4 |
| 2a | 0.52 | 4.16 | 128.5 | 101.0 |

Promediando los dos valores se obtiene un valor del coeficiente de compuerta de 0.47, que se adopta como definitivo. A continuación, se muestran las comparaciones entre los caudales de salida real y simulado, y los volúmenes en línea y fuera de línea reales y simulados, que se obtienen con el valor del coeficiente de compuerta 0.47.

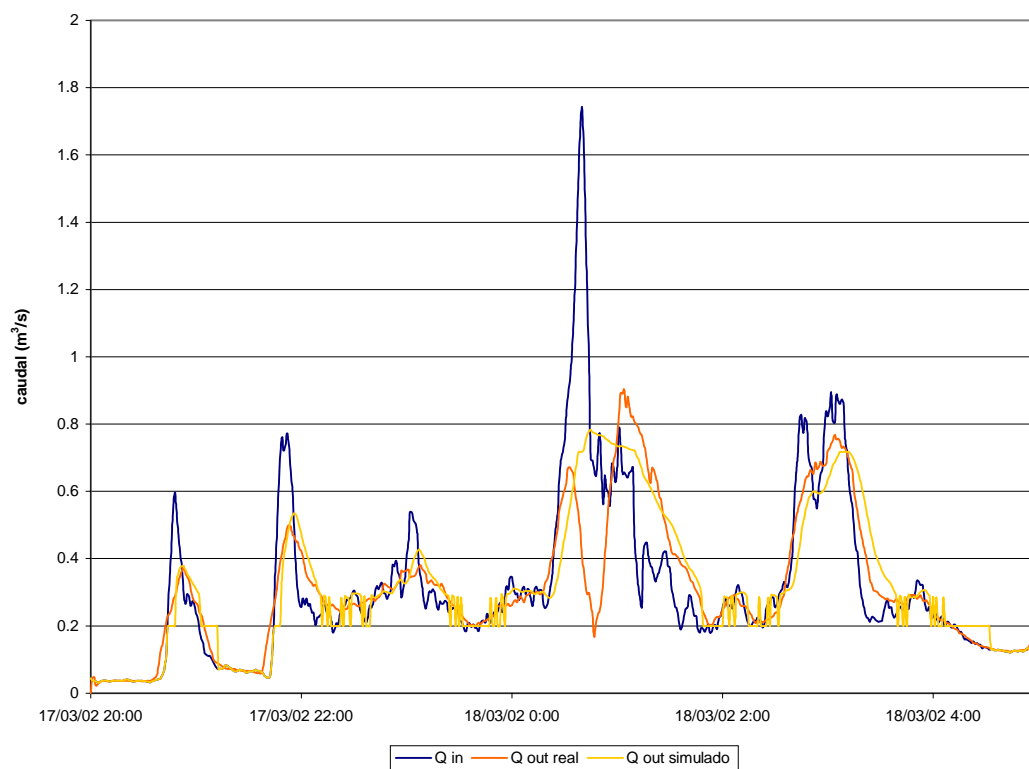


Figura 6-224. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.47 del coeficiente de compuerta en el suceso 1a.

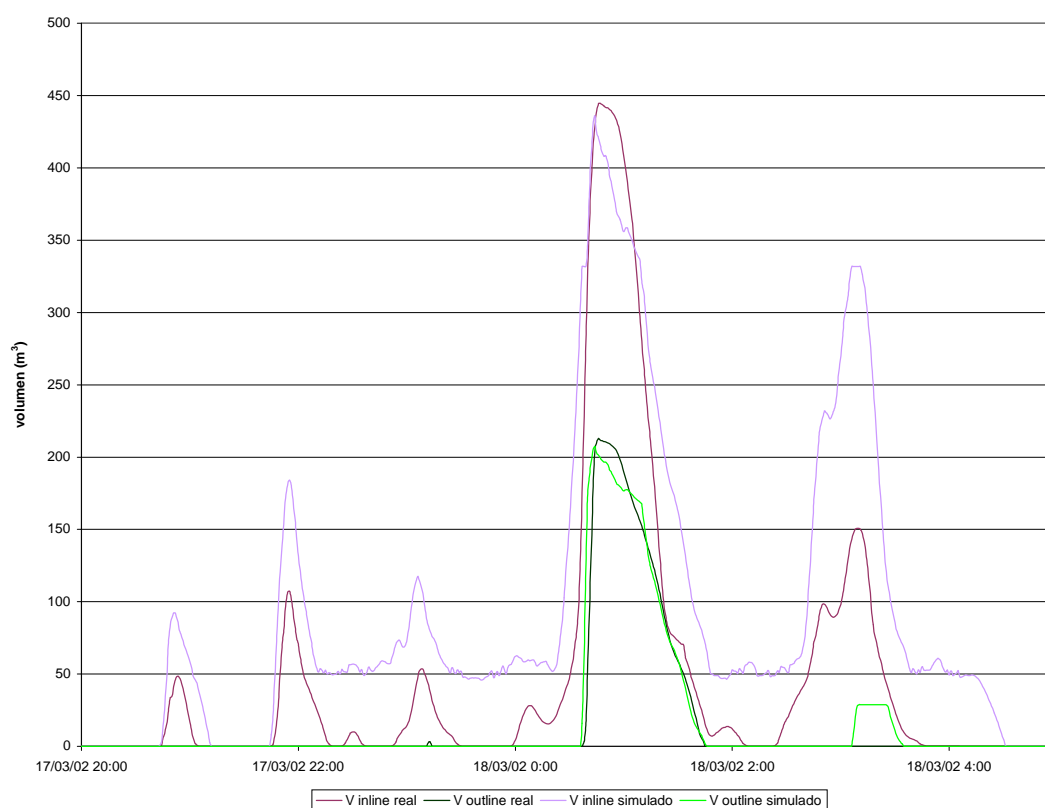


Figura 6-225. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.47 del coeficiente de compuerta en el suceso 1a.

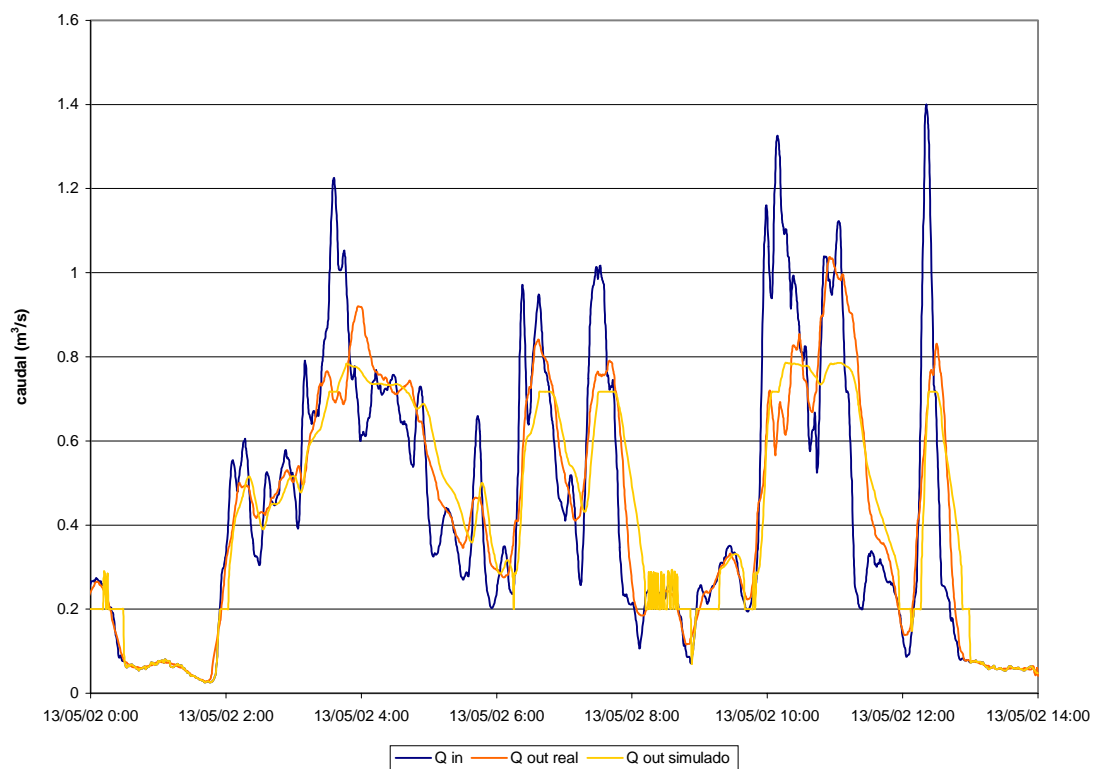


Figura 6-226. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.47 del coeficiente de compuerta en el suceso 2a.

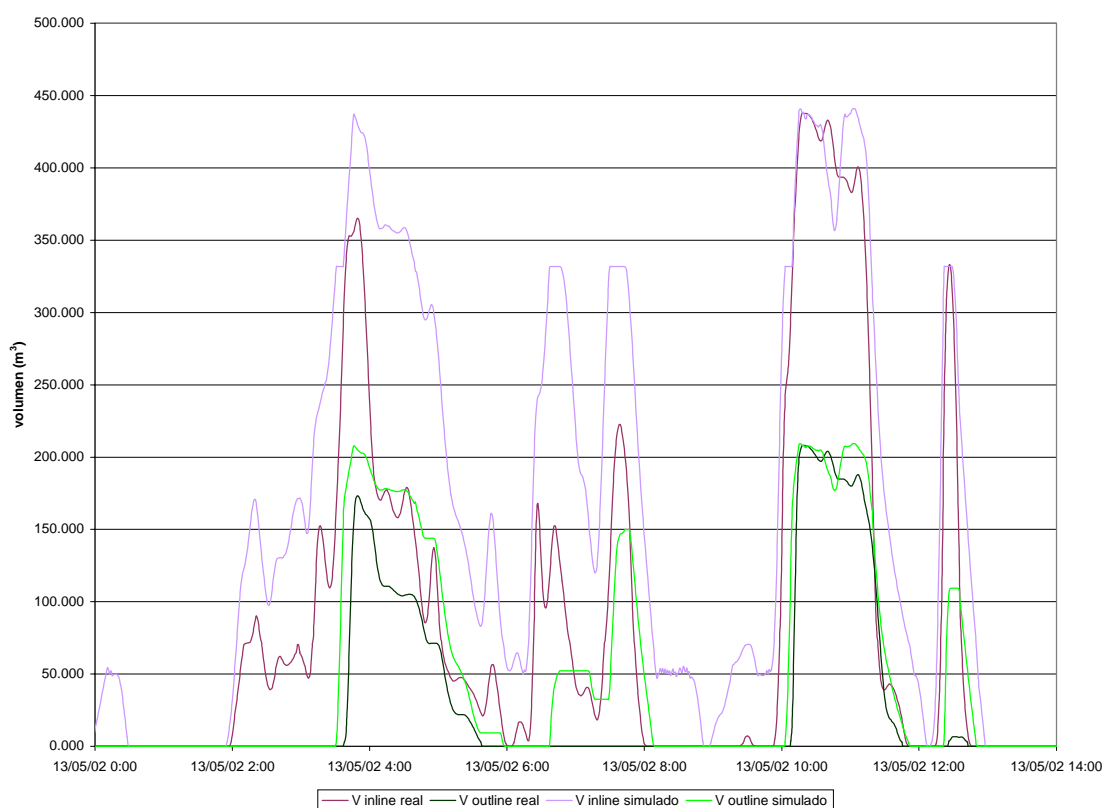


Figura 6-227. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.47 del coeficiente de compuerta en el suceso 2a.

A pesar de que los caudales de salida real y simulado son bastante parecidos se observa en la comparación de volúmenes almacenados que el vaciado de los depósitos en la simulación es mas lento que en la realidad.

6.2.2.1.2. Calibración hidráulica del modelo del depósito-aliviadero con la compuerta semiabierta

Del mismo modo que se hacía para la compuerta totalmente abierta, en el apartado anterior, se muestran, en primer lugar, las comparaciones entre el caudal de salida del depósito-aliviadero real y simulado, para un valor del coeficiente de compuerta de 0.6, en los dos sucesos escogidos para realizar la calibración con la compuerta semiabierta (sucesos 1b y 2b), y los volúmenes almacenados en el tanque en línea y en el tanque fuera de línea reales y simulados, para este mismo valor del coeficiente de compuerta.

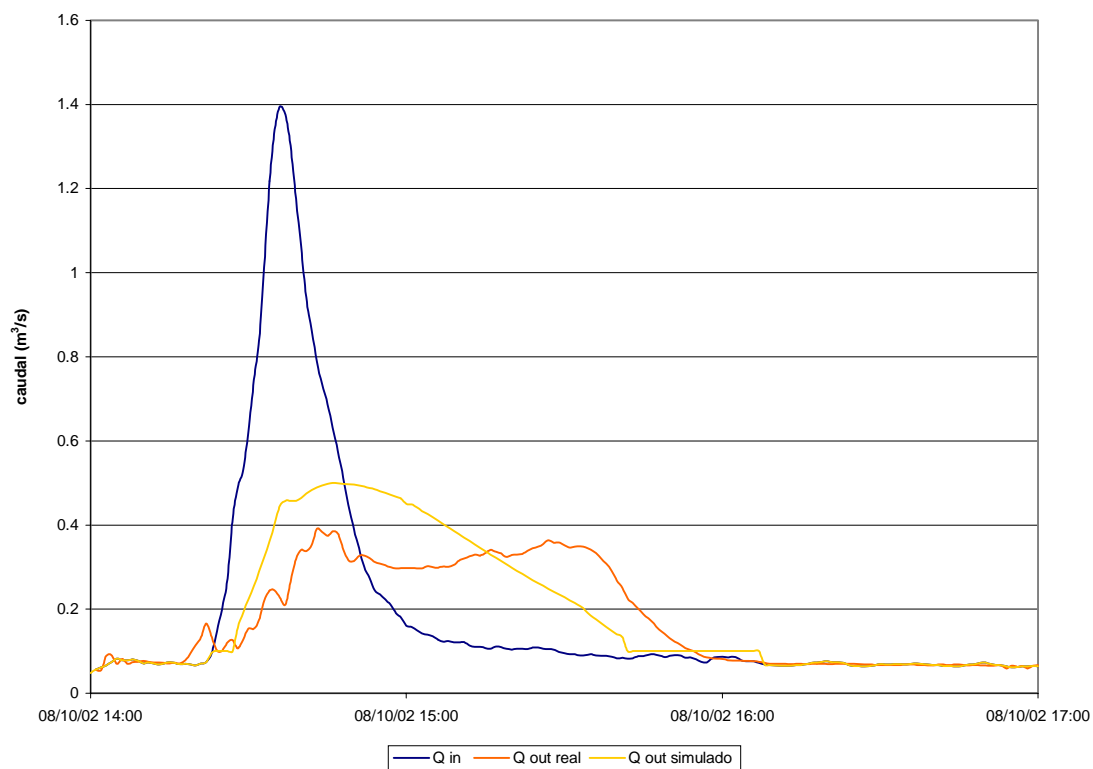


Figura 6-228. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 1b.

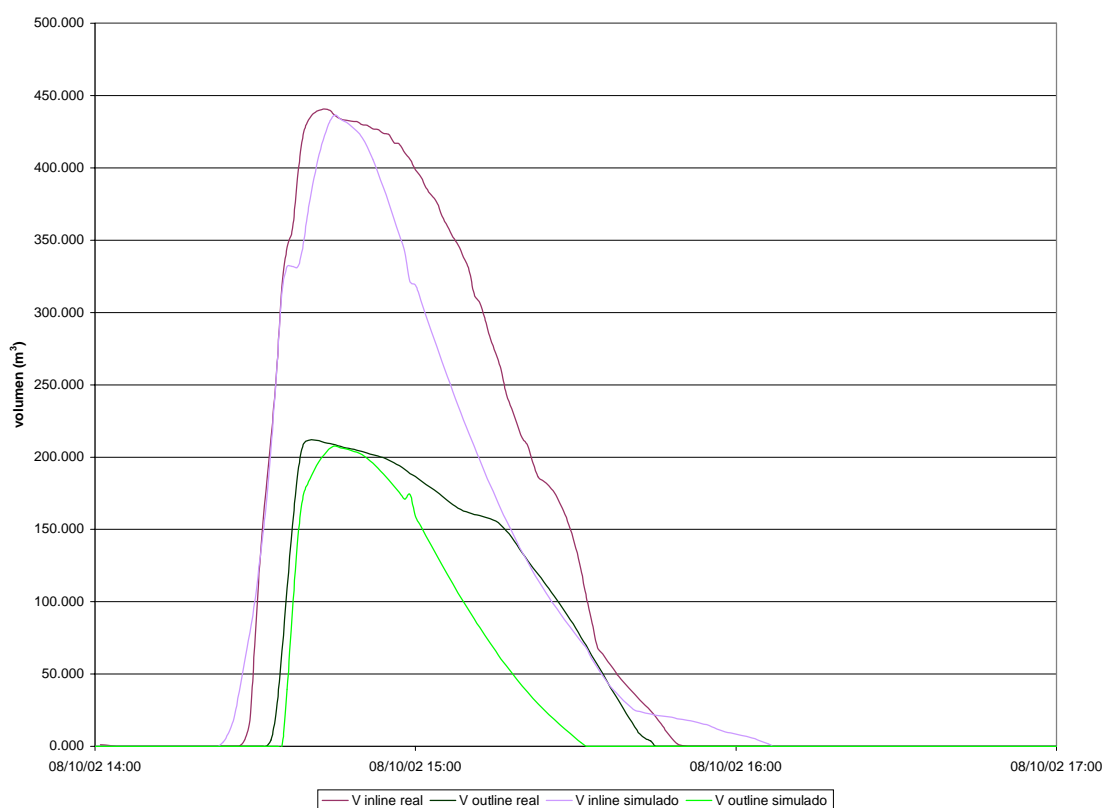


Figura 6-229. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 1b.

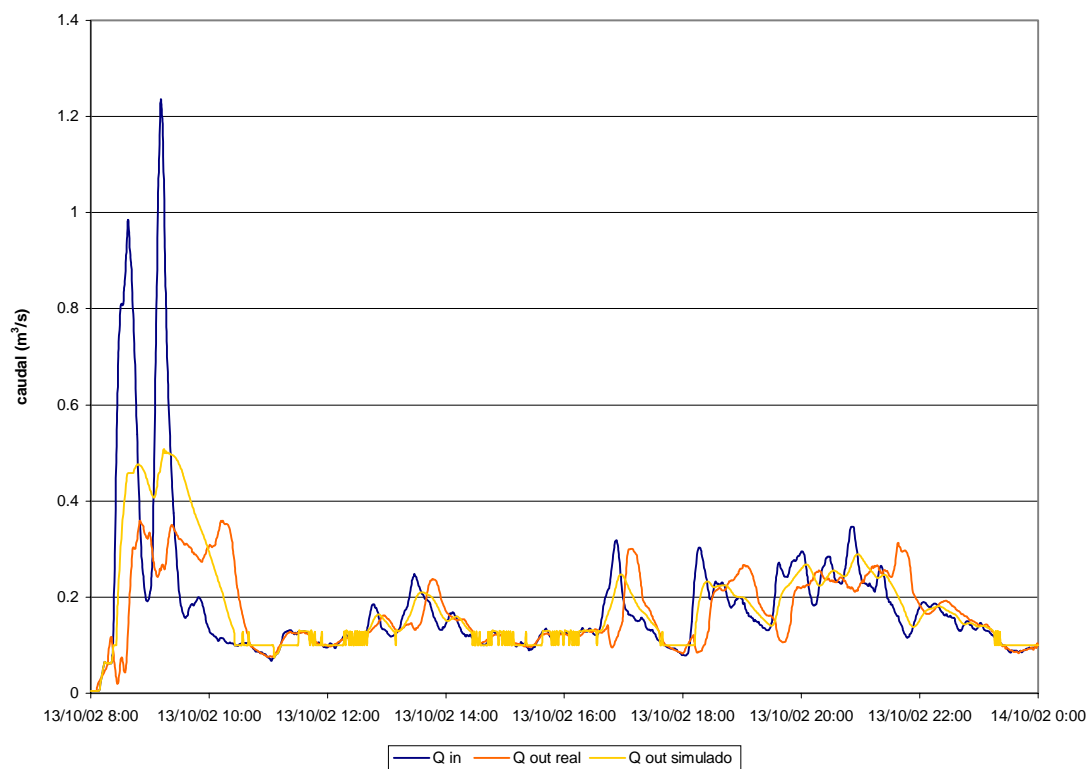


Figura 6-230. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 2b.

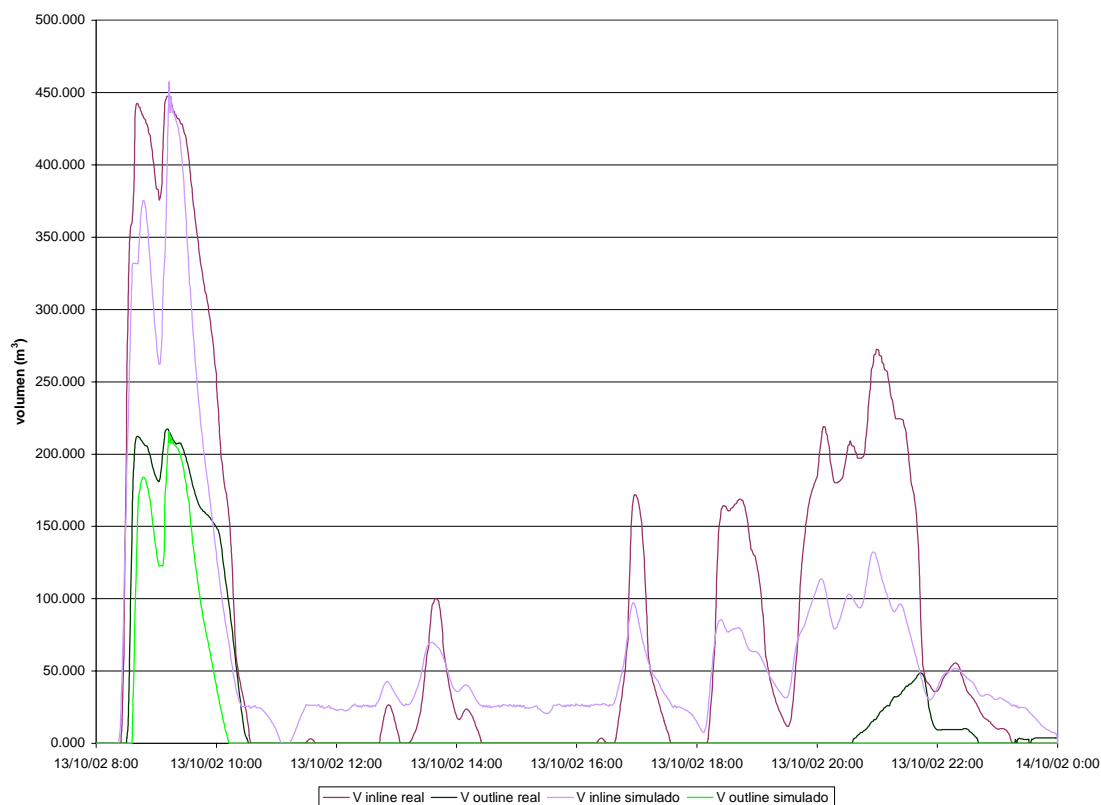


Figura 6-231. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.6 del coeficiente de compuerta en el suceso 2b.

Para estos dos sucesos escogidos se calculó el valor del coeficiente de compuerta que minimizaba la suma de los cuadrados de las diferencias entre el caudal de salida real y el caudal de salida simulado. Los valores obtenidos se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 6-69. Optimización del valor del coeficiente de compuerta para la compuerta semiabierta.

| Suceso | Coeficiente de compuerta | $\Sigma(q_{\text{out real}} - q_{\text{out simulado}})^2$ | Vertido real | Vertido simulado |
|--------|--------------------------|---|--------------|------------------|
| 1a | 0.43 | 0.38 | 187.8 | 173.6 |
| 2a | 0.37 | 1.51 | 795.6 | 672.6 |

Promediando los dos valores, se obtiene un valor del coeficiente de compuerta de 0.40, el cual se adopta como definitivo. A continuación, se muestran las comparaciones entre los caudales de salida real y simulado, y los volúmenes en línea y fuera de línea reales y simulados, que se obtienen con el valor del coeficiente de compuerta 0.40.

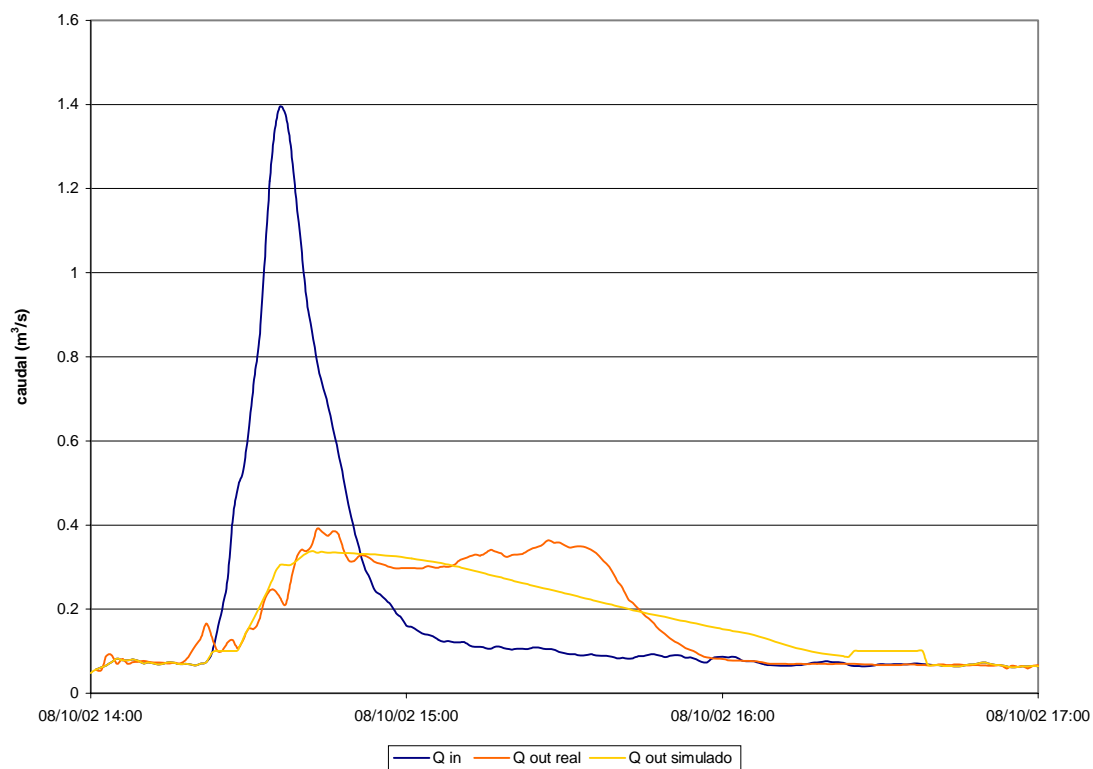


Figura 6-232. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.40 del coeficiente de compuerta en el suceso 1b.

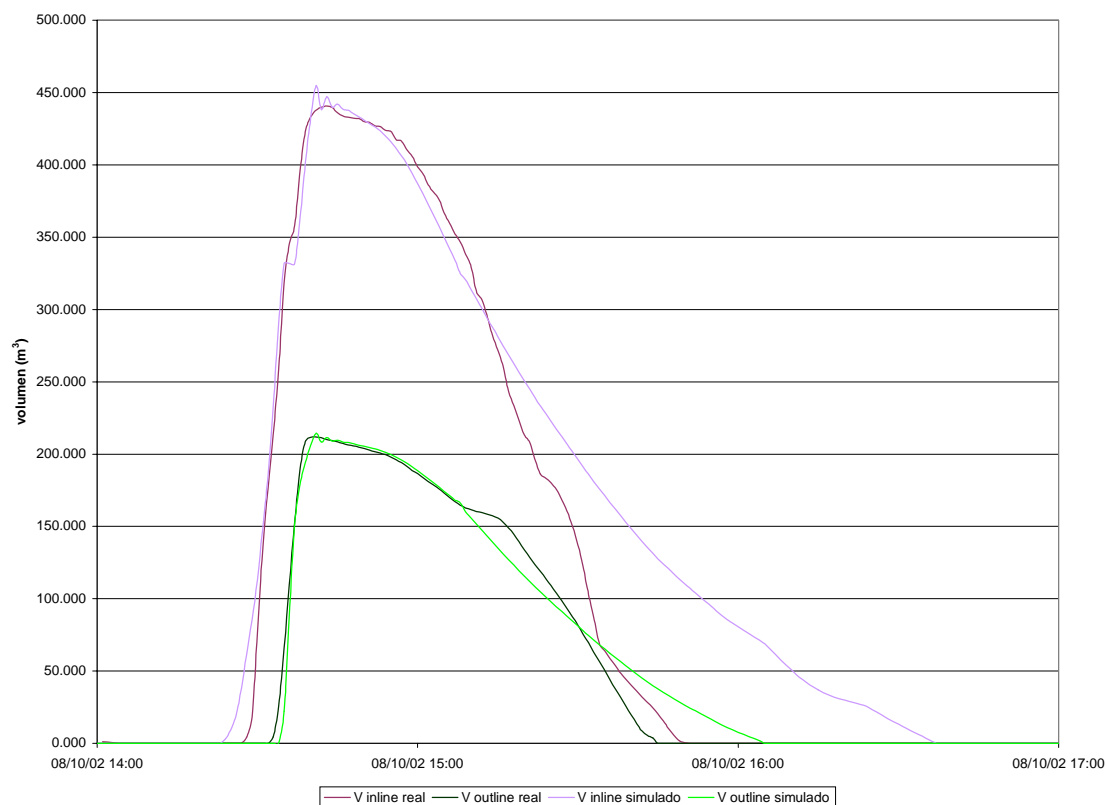


Figura 6-233. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.40 del coeficiente de compuerta en el suceso 1b.

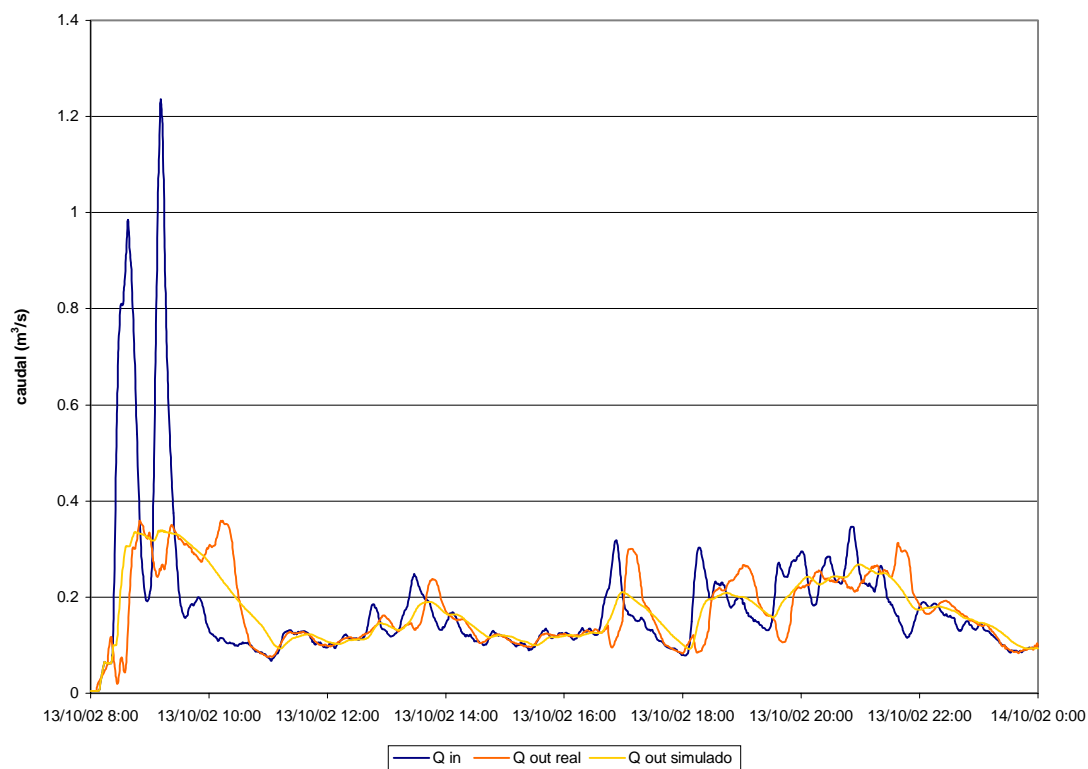


Figura 6-234. Comparación de caudales de salida real y simulado para el valor 0.40 del coeficiente de compuerta en el suceso 2b.

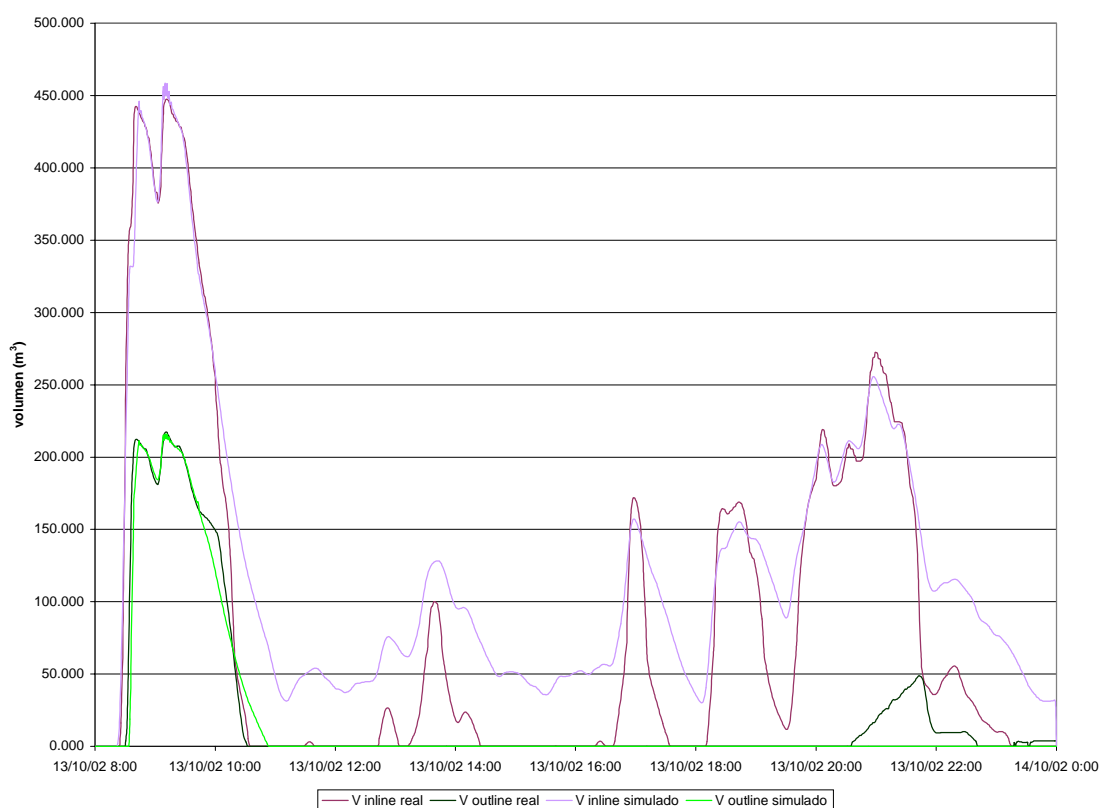


Figura 6-235. Comparación volúmenes en línea y fuera de línea real y simulado para el valor 0.40 del coeficiente de compuerta en el suceso 2b.

De nuevo se observa que el vaciado del depósito en la simulación es más lento que en la realidad.

6.2.2.2. Resultados en simulación continua para distintas dimensiones de depósitos fuera de línea

Una vez calibrado el modelo de depósito se pueden introducir los datos de caudal de un año completo y observar su comportamiento, en cuanto a vertidos, al ir variando su volumen.

El criterio que se siguió para variar el volumen fue el de mantener el volumen del depósito en línea y aumentar o disminuir, según el caso, el tamaño del depósito fuera de línea (a esta estrategia se la denominó “criterio I”). El año que se introdujo coincide, prácticamente, con el año que estuvo instrumentado el depósito-aliviadero de Cancelón, y va desde el 20/02/2002 hasta el 19/02/2003. Se utilizó el modelo, ya calibrado, del SWMM para obtener los caudales en la sección de entrada del depósito, a partir de las lluvias registradas por el pluviómetro situado dentro de la cuenca de Cancelón el tiempo que duró la campaña de medida. Para los periodos en los que no hay datos (que supone un porcentaje menor del 20%) de este pluviómetro (por razones ya comentadas en el capítulo anterior), se utilizaron los valores registrados en la estación meteorológica de la “Red de Climatología de Galicia” más cercana que, en este caso, es la de Sergude, situada, a menos de 10 km de Santiago, en el municipio de Boqueixón.

Se puede decir que el año simulado es un año cercano al año medio de precipitación (ligeramente por encima de la media), como se puede comprobar en la tabla 6-70. En esta tabla se han utilizado, para hacer la comparativa, los datos de los diez años anteriores a la simulación, procedentes de la Estación Meteorológica de Sergude, pues no se dispone de esta información en Santiago.

Tabla 6-70. *Datos de precipitación en la Estación Meteorológica de Sergude.*

| Estación Meteorológica de Sergude | |
|--|--------------------|
| Año | Precipitación (mm) |
| 1992 | 1234 |
| 1993 | 1346 |
| 1994 | 1361 |
| 1995 | 1733 |
| 1996 | 1445 |
| 1997 | 1564 |
| 1998 | 1292 |
| 1999 | 1802 |
| 2000 | 2002 |
| 2001 | 2009 |
| Medio | 1579 |
| Simulado | 1652 |

A continuación se van a mostrar los resultados obtenidos en la simulación continua para las dos situaciones de dispositivo regulador en la salida hacia EDAR estudiadas: válvula de compuerta y válvula tipo vórtice.

6.2.2.2.1. Resultados en simulación continua con válvula de compuerta

En la siguiente figura se muestra gráficamente el volumen de vertido en función del volumen total de depósito (volumen en línea + volumen fuera de línea), que se obtuvo con las dos situaciones estudiadas: compuerta totalmente abierta y compuerta semiabierta. Hay que recordar que el volumen en línea es de 426 m^3 ($9.5 \text{ m}^3/\text{ha}$ neta). Se observa que, para el caso de la compuerta totalmente abierta, se deja de producir vertido cuando el depósito tiene un volumen de $88 \text{ m}^3/\text{ha}$ neta y, para el caso de la compuerta semiabierta, cuando dicho volumen es de $187 \text{ m}^3/\text{ha}$ neta.

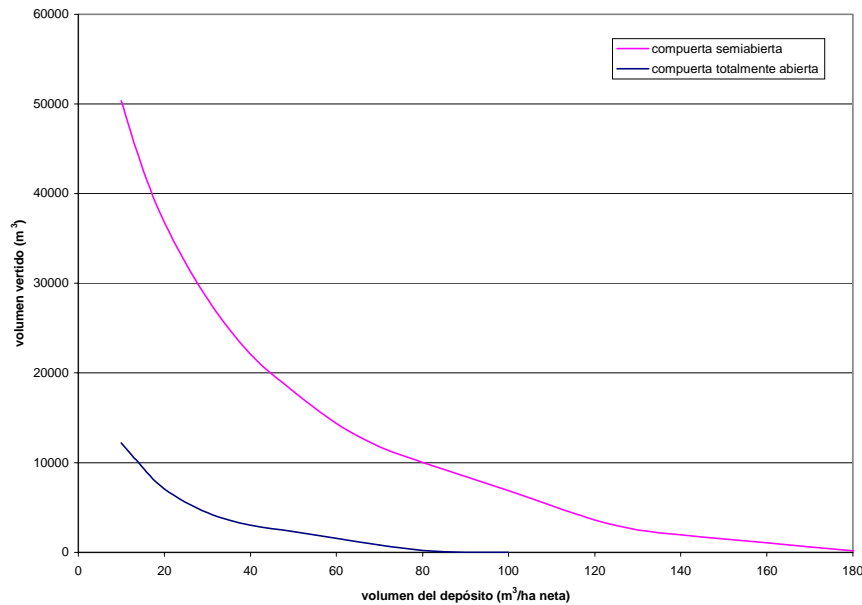


Figura 6-236. Volumen vertido en función del volumen del depósito para válvula de compuerta.

También se puede representar gráficamente el número de vertidos al año en función del volumen del depósito.

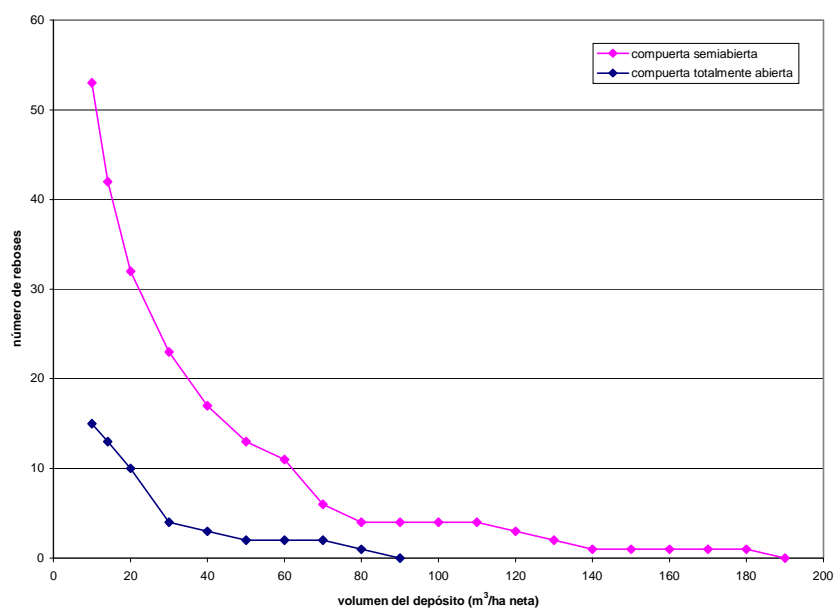


Figura 6-237. Número de reboses en función del volumen del depósito para válvula de compuerta.

Se repitió el mismo análisis pero, en este caso, se varió el volumen del depósito, manteniendo constante la relación entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea (criterio II).

En las siguientes gráficas se muestra el resultado obtenido, siguiendo este segundo criterio, comparado con el que se obtuvo con el primer criterio.

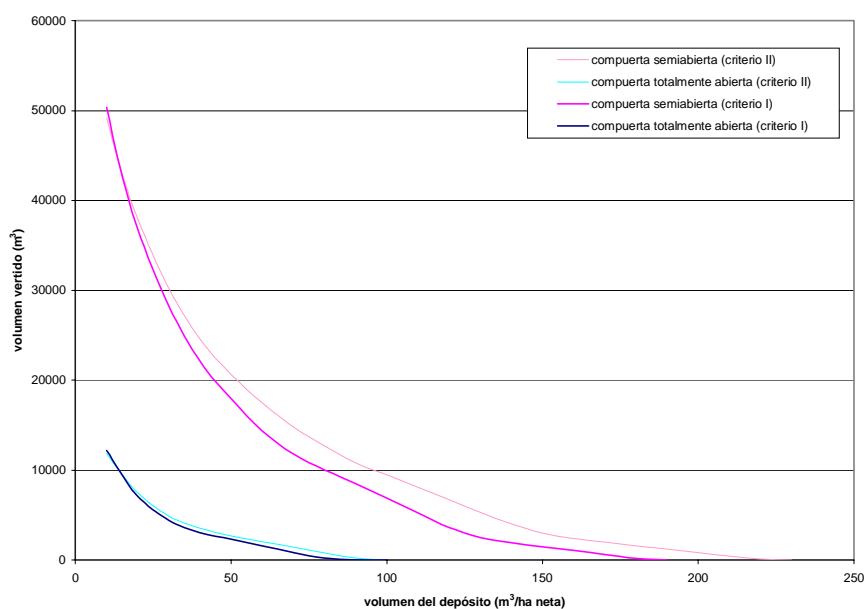


Figura 6-238. Volumen vertido en función del volumen del depósito según los dos criterios estudiados.

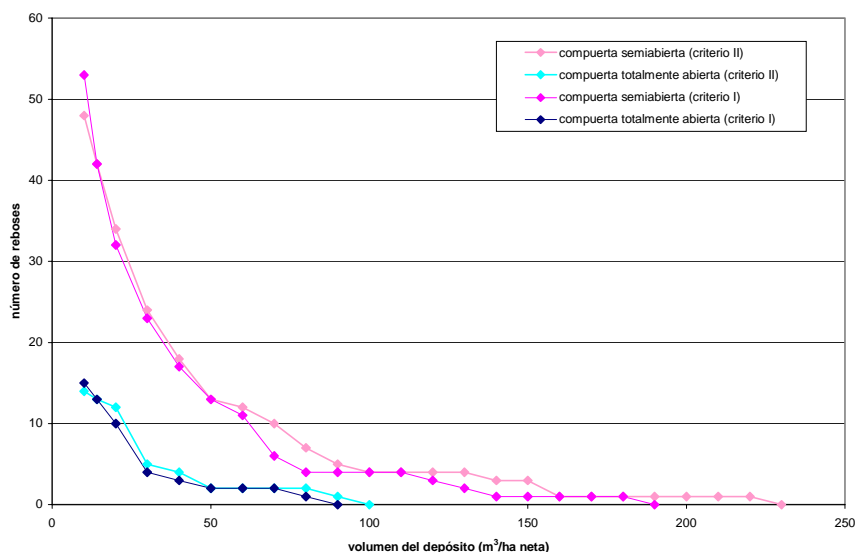


Figura 6-239. Número de reboses en función del volumen del depósito según los dos criterios estudiados.

La conclusión a la que se llega, observando las gráficas anteriores, es que el comportamiento del depósito, para un mismo volumen total, mejora al aumentar el volumen del tanque fuera de línea.

Se puede también evaluar, para las dos situaciones de apertura de compuerta estudiadas y para cada tamaño de depósito, la contaminación anual que llega finalmente al medio receptor. Para hacer este cálculo se ha supuesto lo siguiente:

- La concentración de DQO del efluente de la EDAR es 70 mg/L (valor adoptado por la ATV-128).
- La concentración de DQO del vertido por el aliviadero es 230 mg/L (valor medio de la CMV de los sucesos tipo C muestreados).

Además se ha tenido en cuenta que el volumen de agua que atraviesa la sección durante el año modelizado es de 1158276 m³, de los cuales 727536 m³ corresponden al caudal residual de tiempo seco y el resto, es decir, 430740 m³, son aguas procedentes de la escorrentía.

Si se supone que las aguas de escorrentía tienen una concentración de 107 mg/L (valor adoptado por la ATV-128) se puede hacer el cálculo de que porcentaje máximo de agua procedente de la escorrentía se puede verter en el sistema unitario de Canelón para que la contaminación vertida fuese la misma que se vertería si el sistema fuese separativo:

$$727536 \text{ m}^3 \cdot 70 \text{ mg/L} + 430740 \text{ m}^3 \cdot 107 \text{ mg/L} = [727536 \text{ m}^3 + 430740 \text{ m}^3 \cdot (1 - e)] \cdot 70 \text{ mg/L} + 430740 \text{ m}^3 \cdot e \cdot 230 \text{ mg/L}$$

Despejando se obtiene un valor de e de 23.125%, es decir, se permite verter 99608.6 m³. Se puede calcular también las toneladas totales que finalmente llegan al medio receptor:

$$DQO = 727536 \text{ m}^3 \cdot 70 \text{ mg/L} \cdot 10^{-6} + 430740 \text{ m}^3 \cdot 107 \text{ mg/L} \cdot 10^{-6} = 97.02 \text{ toneladas}$$

En la tabla siguiente se muestra el volumen y la masa de DQO vertidos al medio receptor en función del volumen del depósito y la apertura de compuerta.

Tabla 6-71. Volumen y masa de DQO vertidos al medio receptor a través de la EDAR y el rebose para los casos de válvula de compuerta estudiados.

| Volumen de depósito (m³/ha neta) | Compuerta totalmente abierta (Qmáx = 33.3 Qm) | | | Compuerta semiabierta (Qmáx = 14.3 Qm) | | |
|----------------------------------|---|--------------------------------------|-----------------------------------|--|--------------------------------------|-----------------------------------|
| | Volumen de vertido (m³/año) | Volumen de vertido (%de escorrentia) | Masa total vertida de DQO (T/año) | Volumen de vertido (m³/año) | Volumen de vertido (%de escorrentia) | Masa total vertida de DQO (T/año) |
| 0 | 17753 | 4.1% | 83.92 | 71163 | 16.5% | 92.47 |
| 10 | 12194 | 2.8% | 83.03 | 50362 | 11.7% | 89.14 |
| 14.05 | 9975 | 2.3% | 82.68 | 44105 | 10.2% | 88.14 |
| 20 | 7065 | 1.6% | 82.21 | 36807 | 8.5% | 86.97 |
| 30 | 4402 | 1.0% | 81.78 | 28263 | 6.6% | 85.60 |
| 40 | 3021 | 0.7% | 81.56 | 22085 | 5.1% | 84.61 |
| 50 | 2301 | 0.5% | 81.45 | 17947 | 4.2% | 83.95 |
| 60 | 1568 | 0.4% | 81.33 | 14374 | 3.3% | 83.38 |
| 70 | 811 | 0.2% | 81.21 | 11768 | 2.7% | 82.96 |
| 80 | 220 | 0.1% | 81.11 | 10030 | 2.3% | 82.68 |
| 90 | 0 | 0.0% | 81.08 | 8461 | 2.0% | 82.43 |
| 100 | 0 | 0.0% | 81.08 | 6865 | 1.6% | 82.18 |
| 110 | 0 | 0.0% | 81.08 | 5208 | 1.2% | 81.91 |
| 120 | 0 | 0.0% | 81.08 | 3614 | 0.8% | 81.66 |
| 130 | 0 | 0.0% | 81.08 | 2488 | 0.6% | 81.48 |
| 140 | 0 | 0.0% | 81.08 | 1934 | 0.4% | 81.39 |
| 150 | 0 | 0.0% | 81.08 | 1487 | 0.3% | 81.32 |
| 160 | 0 | 0.0% | 81.08 | 1041 | 0.2% | 81.25 |
| 170 | 0 | 0.0% | 81.08 | 599 | 0.1% | 81.18 |
| 180 | 0 | 0.0% | 81.08 | 174 | 0.0% | 81.11 |
| 190 | 0 | 0.0% | 81.08 | 0 | 0.0% | 81.08 |

En ambos casos, compuerta totalmente abierta y compuerta semiabierta, se consigue que el porcentaje de volumen vertido sea menor del 23% sin que sea necesario el almacenamiento en depósito. Sin embargo, hay que tener en cuenta que se están mandando a EDAR caudales máximos de 777 L/s (33.3 veces el caudal medio de tiempo seco) en el caso de compuerta totalmente abierta y 331 L/s (14.3 veces el caudal medio de tiempo seco) en el caso de compuerta semiabierta; que son, respectivamente, 3.4 y 1.5 veces el caudal que se debe mandar a EDAR según los criterios de la Confederación Hidrográfica del Norte. Estos valores parecen excesivos si se tiene en cuenta que los valores de caudales máximos a EDAR en las legislaciones europeas varían de 2 a 6-7 veces el caudal medio de tiempo seco.

6.2.2.2. Resultados en simulación continua con válvula tipo vórtice

Se ha estudiado el comportamiento de depósitos-aliviadero de distintas dimensiones con caudales máximos de salida, a través de una válvula tipo vórtice, hacia EDAR de: 2.5 Q_m, 5 Q_m, 7 Q_m, el caudal máximo que está permitido mandar a la EDAR según los criterios de la Confederación Hidrográfica del Norte, es decir, 228 L/s (9.9 Q_m), el caudal máximo que es capaz de desaguar la compuerta cuando está semiabierta 331 L/s (14.3 Q_m) y cuando está completamente abierta 777 L/s (33.3 Q_m). En las siguientes figuras se muestra el volumen vertido al medio receptor y el número de vertidos al año para los distintos volúmenes de depósito y las distintas válvulas tipo vórtice.

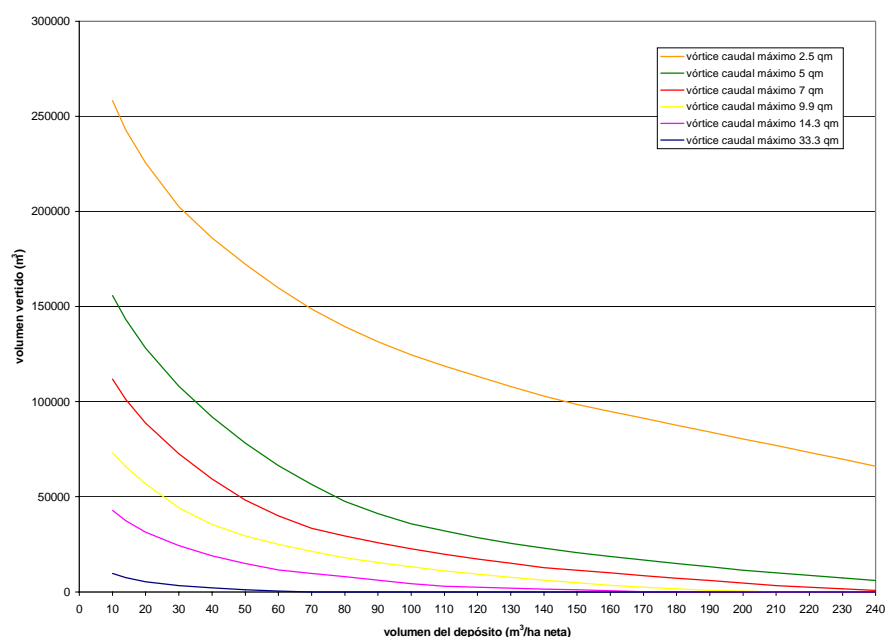


Figura 6-240. Volumen vertido en función del volumen del depósito para válvula tipo vórtice.

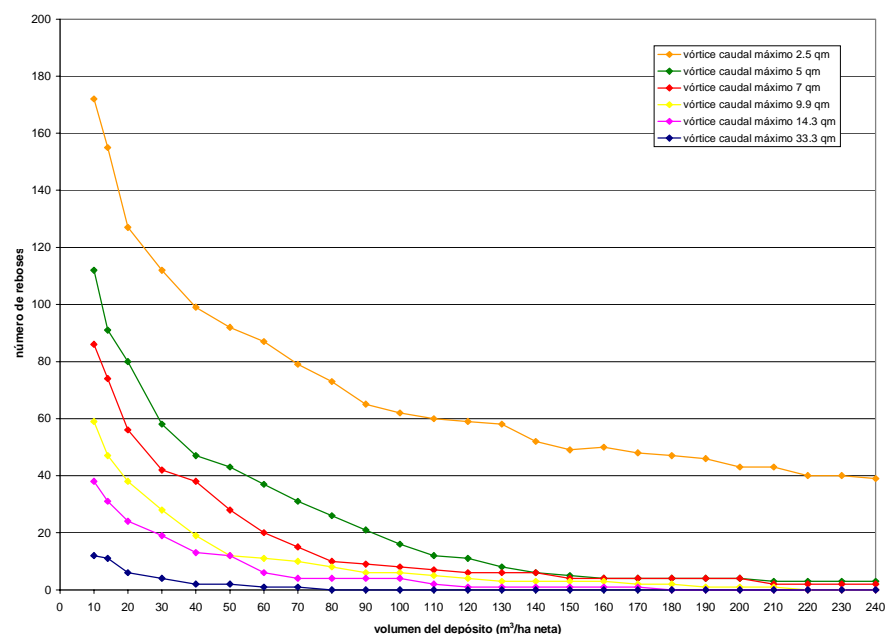


Figura 6-241. Número de reboses en función del volumen del depósito para válvula tipo vórtice.

Evaluando para cada tamaño de depósito la contaminación anual que llega finalmente al medio receptor, con las mismas hipótesis que se utilizaron para las situaciones de compuerta, se obtienen los resultados que se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 6-72. Volumen y masa de DQO vertidos al medio receptor a través de la EDAR y el rebose para los casos de válvula tipo vórtice estudiados.

| Volumen de depósito (m³/ha neta) | Caudal de salida del vórtice: 33.3 Q _m | | | Caudal de salida del vórtice: 14.3 Q _m | | | Caudal de salida del vórtice: 9.9 Q _m | | |
|----------------------------------|---|--------------------------------------|-----------------------------------|---|--------------------------------------|-----------------------------------|--|--------------------------------------|-----------------------------------|
| | Volumen de vertido (m³/año) | Volumen de vertido (%de escorrentía) | Masa total vertida de DQO (T/año) | Volumen de vertido (m³/año) | Volumen de vertido (%de escorrentía) | Masa total vertida de DQO (T/año) | Volumen de vertido (m³/año) | Volumen de vertido (%de escorrentía) | Masa total vertida de DQO (T/año) |
| 0 | 17753 | 4.1% | 83.92 | 71163 | 16.5% | 92.47 | 116977 | 27.2% | 99.80 |
| 10 | 9674 | 2.2% | 82.63 | 42752 | 9.9% | 87.92 | 73197 | 17.0% | 92.79 |
| 14 | 7523 | 1.7% | 82.28 | 37481 | 8.7% | 87.08 | 65945 | 15.3% | 91.63 |
| 20 | 5362 | 1.2% | 81.94 | 31493 | 7.3% | 86.12 | 56844 | 13.2% | 90.17 |
| 30 | 3356 | 0.8% | 81.62 | 24298 | 5.6% | 84.97 | 44258 | 10.3% | 88.16 |
| 40 | 2028 | 0.5% | 81.40 | 18898 | 4.4% | 84.10 | 35407 | 8.2% | 86.74 |
| 50 | 1121 | 0.3% | 81.26 | 14833 | 3.4% | 83.45 | 29392 | 6.8% | 85.78 |
| 60 | 444 | 0.1% | 81.15 | 11606 | 2.7% | 82.94 | 25067 | 5.8% | 85.09 |
| 70 | 6 | 0.0% | 81.08 | 9775 | 2.3% | 82.64 | 21336 | 5.0% | 84.49 |
| 80 | 0 | 0.0% | 81.08 | 7962 | 1.8% | 82.35 | 17957 | 4.2% | 83.95 |
| 90 | 0 | 0.0% | 81.08 | 6149 | 1.4% | 82.06 | 15452 | 3.6% | 83.55 |
| 100 | 0 | 0.0% | 81.08 | 4335 | 1.0% | 81.77 | 13189 | 3.1% | 83.19 |
| 110 | 0 | 0.0% | 81.08 | 2862 | 0.7% | 81.54 | 11080 | 2.6% | 82.85 |
| 120 | 0 | 0.0% | 81.08 | 2402 | 0.6% | 81.46 | 9268 | 2.2% | 82.56 |
| 130 | 0 | 0.0% | 81.08 | 1946 | 0.5% | 81.39 | 7552 | 1.8% | 82.29 |
| 140 | 0 | 0.0% | 81.08 | 1490 | 0.3% | 81.32 | 6192 | 1.4% | 82.07 |
| 150 | 0 | 0.0% | 81.08 | 1034 | 0.2% | 81.24 | 4833 | 1.1% | 81.85 |
| 160 | 0 | 0.0% | 81.08 | 579 | 0.1% | 81.17 | 3491 | 0.8% | 81.64 |
| 170 | 0 | 0.0% | 81.08 | 143 | 0.0% | 81.10 | 2557 | 0.6% | 81.49 |
| 180 | 0 | 0.0% | 81.08 | 0 | 0.0% | 81.08 | 1650 | 0.4% | 81.34 |
| 190 | 0 | 0.0% | 81.08 | 0 | 0.0% | 81.08 | 846 | 0.2% | 81.21 |
| 200 | 0 | 0.0% | 81.08 | 0 | 0.0% | 81.08 | 398 | 0.1% | 81.14 |
| 210 | 0 | 0.0% | 81.08 | 0 | 0.0% | 81.08 | 11 | 0.0% | 81.08 |
| 220 | 0 | 0.0% | 81.08 | 0 | 0.0% | 81.08 | 0 | 0.0% | 81.08 |
| Volumen de depósito (m³/ha neta) | Caudal de salida del vórtice: 7 Q _m | | | Caudal de salida del vórtice: 5 Q _m | | | Caudal de salida del vórtice: 2.5 Q _m | | |
| | Volumen de vertido (m³/año) | Volumen de vertido (%de escorrentía) | Masa total vertida de DQO (T/año) | Volumen de vertido (m³/año) | Volumen de vertido (%de escorrentía) | Masa total vertida de DQO (T/año) | Volumen de vertido (m³/año) | Volumen de vertido (%de escorrentía) | Masa total vertida de DQO (T/año) |
| 0 | 168494 | 39.1% | 108.04 | 222806 | 51.7% | 116.73 | 332026 | 77.1% | 134.20 |
| 10 | 111901 | 26.0% | 98.98 | 155767 | 36.2% | 106.00 | 258164 | 59.9% | 122.39 |
| 14 | 101228 | 23.5% | 97.28 | 143248 | 33.3% | 104.00 | 242938 | 56.4% | 119.95 |
| 20 | 88704 | 20.6% | 95.27 | 128223 | 29.8% | 101.59 | 225623 | 52.4% | 117.18 |
| 30 | 72544 | 16.8% | 92.69 | 108057 | 25.1% | 98.37 | 202612 | 47.0% | 113.50 |
| 40 | 59329 | 13.8% | 90.57 | 92002 | 21.4% | 95.80 | 186051 | 43.2% | 110.85 |
| 50 | 48209 | 11.2% | 88.79 | 78133 | 18.1% | 93.58 | 172168 | 40.0% | 108.63 |
| 60 | 39955 | 9.3% | 87.47 | 66439 | 15.4% | 91.71 | 159794 | 37.1% | 106.65 |
| 70 | 33408 | 7.8% | 86.42 | 56384 | 13.1% | 90.10 | 148663 | 34.5% | 104.87 |
| 80 | 29242 | 6.8% | 85.76 | 47597 | 11.1% | 88.69 | 139382 | 32.4% | 103.38 |
| 90 | 25828 | 6.0% | 85.21 | 41147 | 9.6% | 87.66 | 131436 | 30.5% | 102.11 |
| 100 | 22670 | 5.3% | 84.71 | 35822 | 8.3% | 86.81 | 124589 | 28.9% | 101.01 |
| 110 | 19803 | 4.6% | 84.25 | 32021 | 7.4% | 86.20 | 118753 | 27.6% | 100.08 |
| 120 | 17272 | 4.0% | 83.84 | 28588 | 6.6% | 85.65 | 113359 | 26.3% | 99.22 |
| 130 | 15014 | 3.5% | 83.48 | 25589 | 5.9% | 85.17 | 107966 | 25.1% | 98.35 |
| 140 | 12775 | 3.0% | 83.12 | 22890 | 5.3% | 84.74 | 102967 | 23.9% | 97.55 |
| 150 | 11323 | 2.6% | 82.89 | 20600 | 4.8% | 84.38 | 98462 | 22.9% | 96.83 |
| 160 | 9968 | 2.3% | 82.67 | 18557 | 4.3% | 84.05 | 94865 | 22.0% | 96.26 |
| 170 | 8613 | 2.0% | 82.46 | 16752 | 3.9% | 83.76 | 91267 | 21.2% | 95.68 |
| 180 | 7258 | 1.7% | 82.24 | 14946 | 3.5% | 83.47 | 87669 | 20.4% | 95.11 |
| 190 | 5903 | 1.4% | 82.02 | 13140 | 3.1% | 83.18 | 84071 | 19.5% | 94.53 |
| 200 | 4548 | 1.1% | 81.81 | 11375 | 2.6% | 82.90 | 80472 | 18.7% | 93.95 |
| 210 | 3385 | 0.8% | 81.62 | 10019 | 2.3% | 82.68 | 76873 | 17.8% | 93.38 |
| 220 | 2479 | 0.6% | 81.48 | 8664 | 2.0% | 82.47 | 73274 | 17.0% | 92.80 |
| 230 | 1574 | 0.4% | 81.33 | 7309 | 1.7% | 82.25 | 69674 | 16.2% | 92.23 |
| 240 | 682 | 0.2% | 81.19 | 5954 | 1.4% | 82.03 | 66074 | 15.3% | 91.65 |

Se consigue tratar el 77% del agua, es decir que el vertido sea menor del 23%, de la escorrentía con depósitos de 150, 40, 20 y 10 m³/ha neta para válvula tipo vórtice de caudal de salida, respectivamente, 2.5, 5, 7, y 9.9 veces el caudal medio de tiempo

seco. Para los casos de válvula tipo vórtice de caudal de salida 14.3 y 33.3 veces el caudal medio de tiempo seco se conseguiría tratar el 83.5% y el 95.9% del agua de lluvia con un simple aliviadero sin que sea necesario el almacenamiento en depósito.

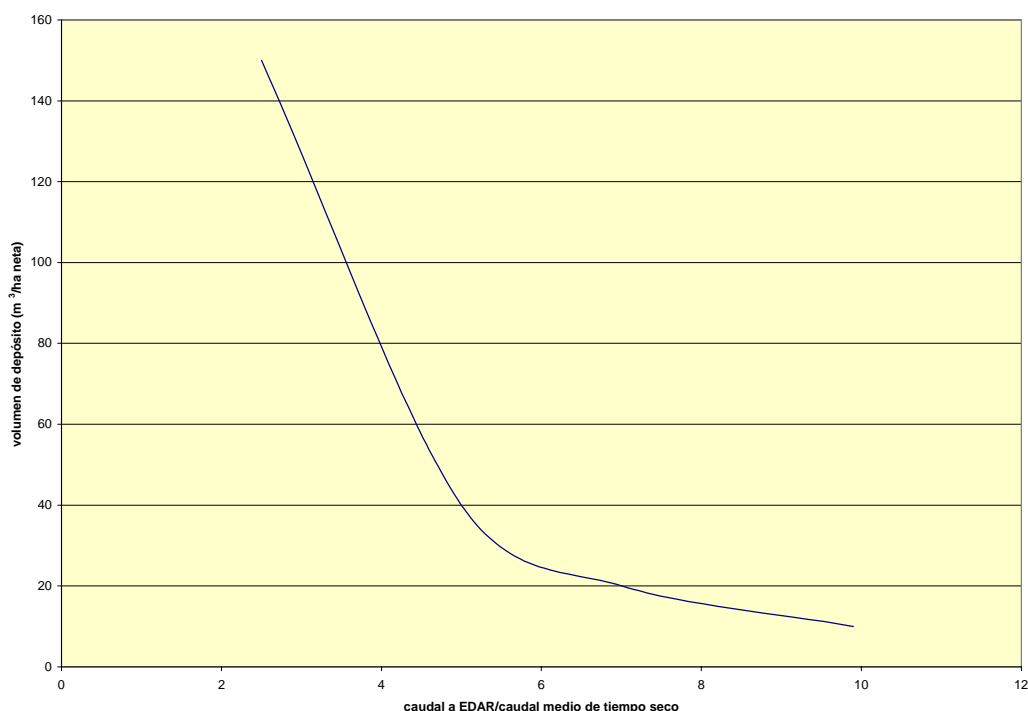


Figura 6-242. Gráfico de diseño de depósitos-aliviadero con vórtice en función del caudal a EDAR.

6.2.2.3. Resultados de simulación con una lluvia y polutograma de diseño para distintas dimensiones de depósitos en línea y fuera de línea

Para analizar el comportamiento de un depósito-aliviadero, en cuanto a rendimiento de eliminación de contaminación, se utilizaron un hidrograma y un polutograma de diseño, ya que los resultados para la contaminación del SWMM no se consideran del todo satisfactorios.

A partir de un estudio en el que se analizó la precipitación de Santiago de Compostela (Puertas, J.; 2000) con los registros de los años 1995 a 1999 del pluviómetro integrador, con intervalo de precipitación de 0.2 mm, del observatorio “Consejo” situado en el campus universitario, se obtuvo la precipitación máxima registrada en un cierto intervalo de tiempo (entre 10 minutos y 3 horas). Además, se evaluaron los máximos para cada intervalo año a año y se promediaron, obteniendo como resultado las curvas de precipitación máxima media anual y la de intensidad máxima media anual, que se representan en las figuras 6-243 y 6-244. El valor máximo a lo largo de los 5 años registrados se puede considerar un estimador de la curva Intensidad-Duración, o Precipitación-Duración, para el periodo de retorno de 5 años.

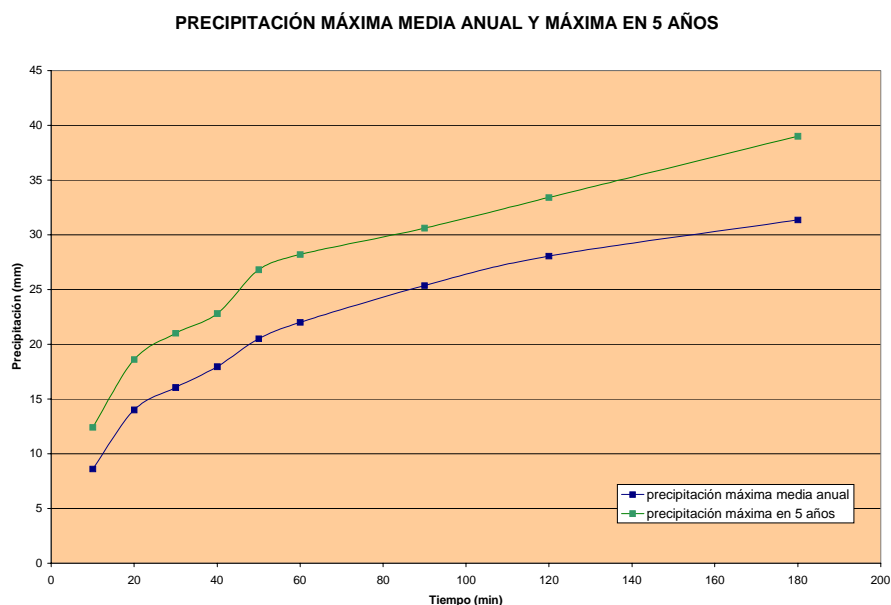


Figura 6-243. Precipitación máxima media anual y máxima en 5 años para lluvias de distintas duraciones.

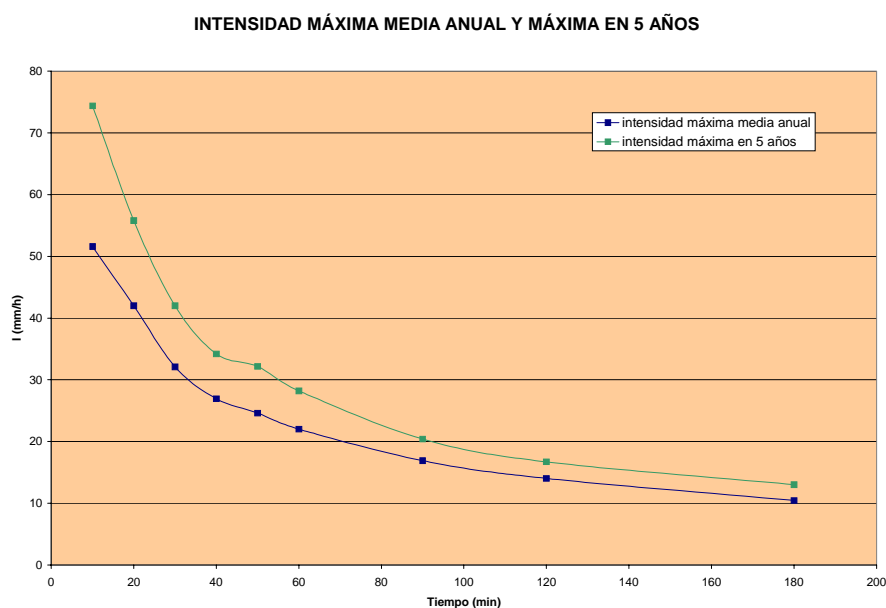


Figura 6-244. Curvas de Intensidad-Duración máxima media anual y máxima en 5 años.

A partir de las curvas mencionadas se puede construir una lluvia de diseño media máxima anual y otra asociada al periodo de retorno de cinco años, aplicando el método de los bloques alternados, que se basa en escoger periodos de precipitación máxima de 10, 20, 30, 40,... minutos, de modo que la suma de las precipitaciones siempre esté sobre la curva Intensidad-Duración. Los bloques de precipitación se pueden colocar alternados alrededor del máximo, aunque esto no es estrictamente necesario, ya que no se busca una precipitación con un patrón conocido, sino con unos máximos conocidos.

En este caso, se ha construido una lluvia de diseño máxima anual de una hora de duración, colocando los bloques de precipitación obtenidos alternados en torno al máximo.

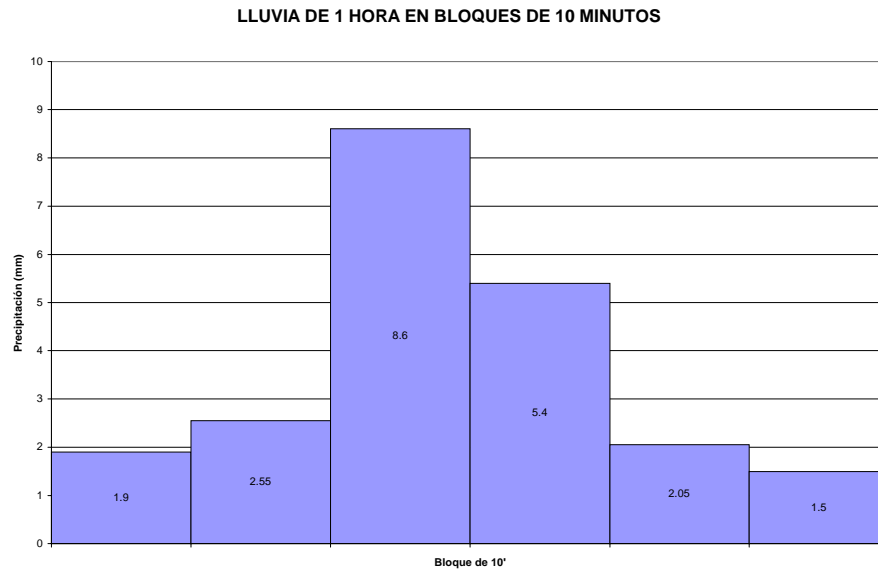


Figura 6-245. Precipitación máxima anual de 1 hora. Bloques alternados.

Una vez construida la lluvia de diseño, se introdujo en el SWMM con el fin de obtener el hidrograma de diseño máximo medio anual que sirva para estudiar el comportamiento de distintos depósitos-aliviadero. En la figura siguiente se muestra el resultado obtenido.

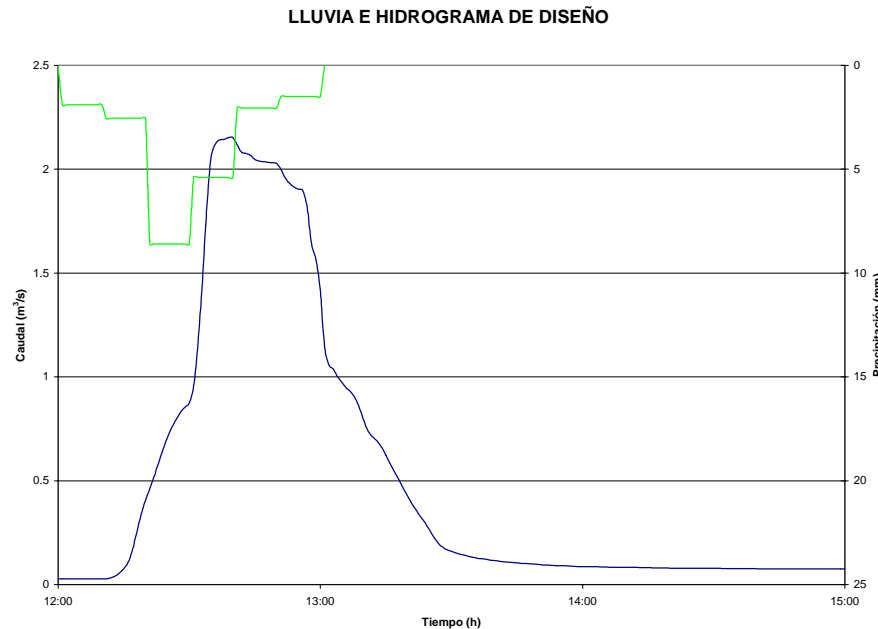


Figura 6-246. Lluvia e hidrograma de diseño.

Para calcular el polutograma de sólidos en suspensión totales asociado a este hidrograma de diseño se utilizó lo siguiente:

- El promedio de las concentraciones medias de sólidos en suspensión totales de suceso de los trece sucesos muestreados, cuyo valor es 328 mg/L.
- El promedio de los coeficientes “a” de primer lavado para los sólidos en suspensión totales de los treces sucesos muestreados, cuyo valor es 0.64.
- La distribución lognormal para los sólidos en suspensión totales que se mostraba en la figura 6-144.

A continuación, se muestra el resultado obtenido para distintos intervalos de tiempo (5, 10, 15 y 20 minutos) obligando, en todos los casos, a que la concentración media sea 328 mg/L y que el coeficiente “a” de primer lavado sea 0.64.

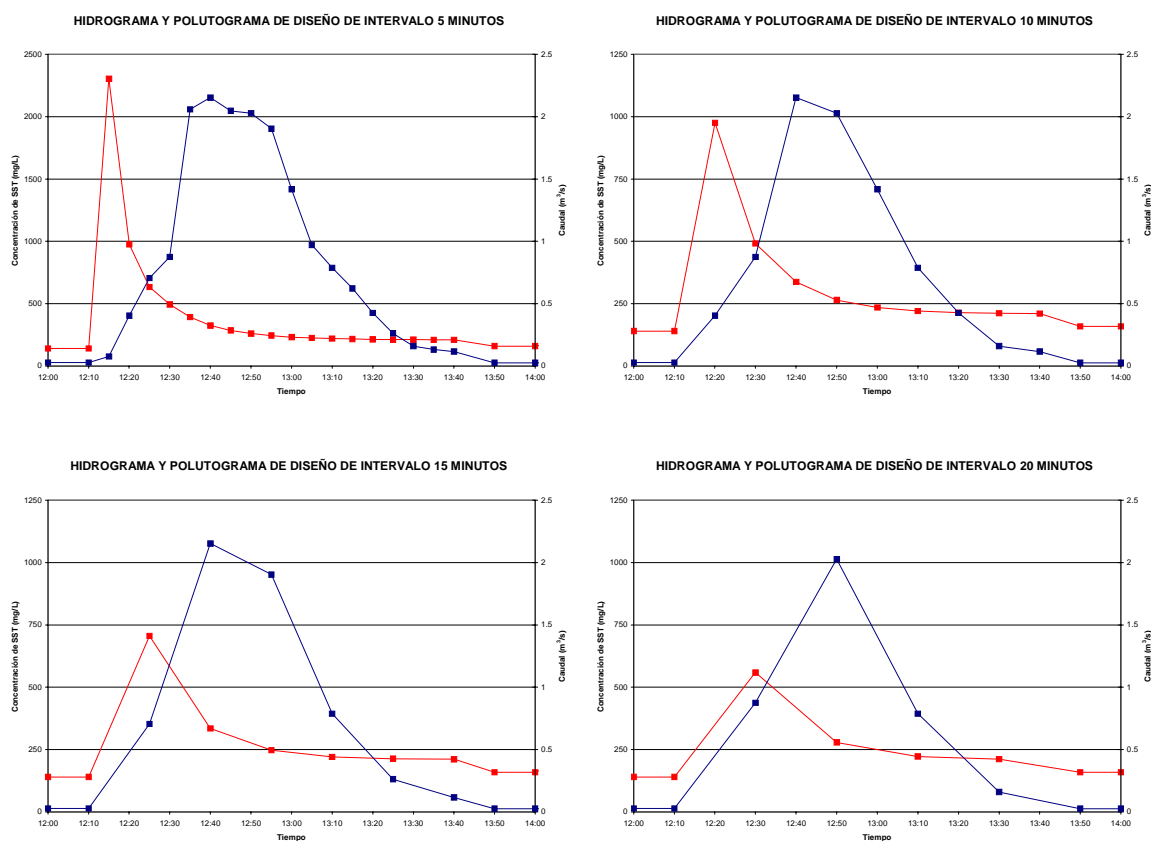


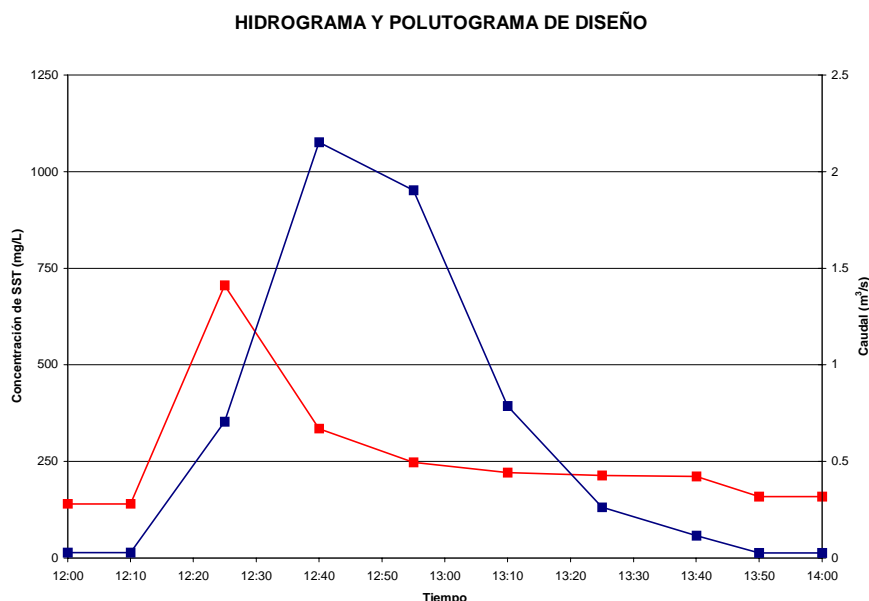
Figura 6-247. Hidrogramas y polutogramas de diseño para distintos intervalos de tiempo.

Con el fin de escoger el hidrograma y el polutograma de diseño a utilizar se calculó la probabilidad de que un suceso tenga una concentración igual o menor que la concentración máxima que se da en cada uno de ellos, utilizando la gráfica de la distribución lognormal para los sólidos en suspensión totales que se mostraba en la figura 6-144. En la siguiente tabla se muestra el resultado.

Tabla 6-73. Probabilidades asociadas a las distintas concentraciones máximas de SST.

| Intervalo de tiempo | Concentración máxima de SST | Probabilidad |
|---------------------|-----------------------------|--------------|
| 5 minutos | 2305 | 96.3 |
| 10 minutos | 976 | 72.7 |
| 15 minutos | 706 | 56.2 |
| 20 minutos | 559 | 43.4 |

En el caso de los sólidos en suspensión totales es más preocupante el valor medio de los vertidos que se puedan producir que los valores extremos, por lo que se tomó, como hidrograma de diseño, el de intervalo de tiempo de 15 minutos que, por un lado, es el que más se acerca al 50% y que, además, está del lado de la seguridad.

**Figura 6-248. Hidrograma y polutograma de diseño.**

Este suceso de diseño se introdujo en el modelo del depósito para distintos volúmenes de depósito (10, 14, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 y 110 m³/ha neta) y con distintos valores de la relación entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea (0.1, 0.25, 0.5, 1 y 2) para las situaciones de compuerta (totalmente abierta y semiabierta) y válvula tipo vórtice (con caudales de salida de 2.5, 5, 7, 9.9, 14.3 y 33.3 veces el caudal medio de tiempo seco).

6.2.2.3.1. Resultados de simulación con una lluvia de diseño con válvula de compuerta

En las siguientes figuras, a modo de ejemplo, se muestra el resultado obtenido, en cuanto a caudales y concentraciones, en las distintas secciones y niveles y concentraciones en los tanques, para un depósito de 50 m³/ha neta, repartido de forma que el volumen fuera de línea es el doble del volumen en línea con la compuerta completamente abierta.

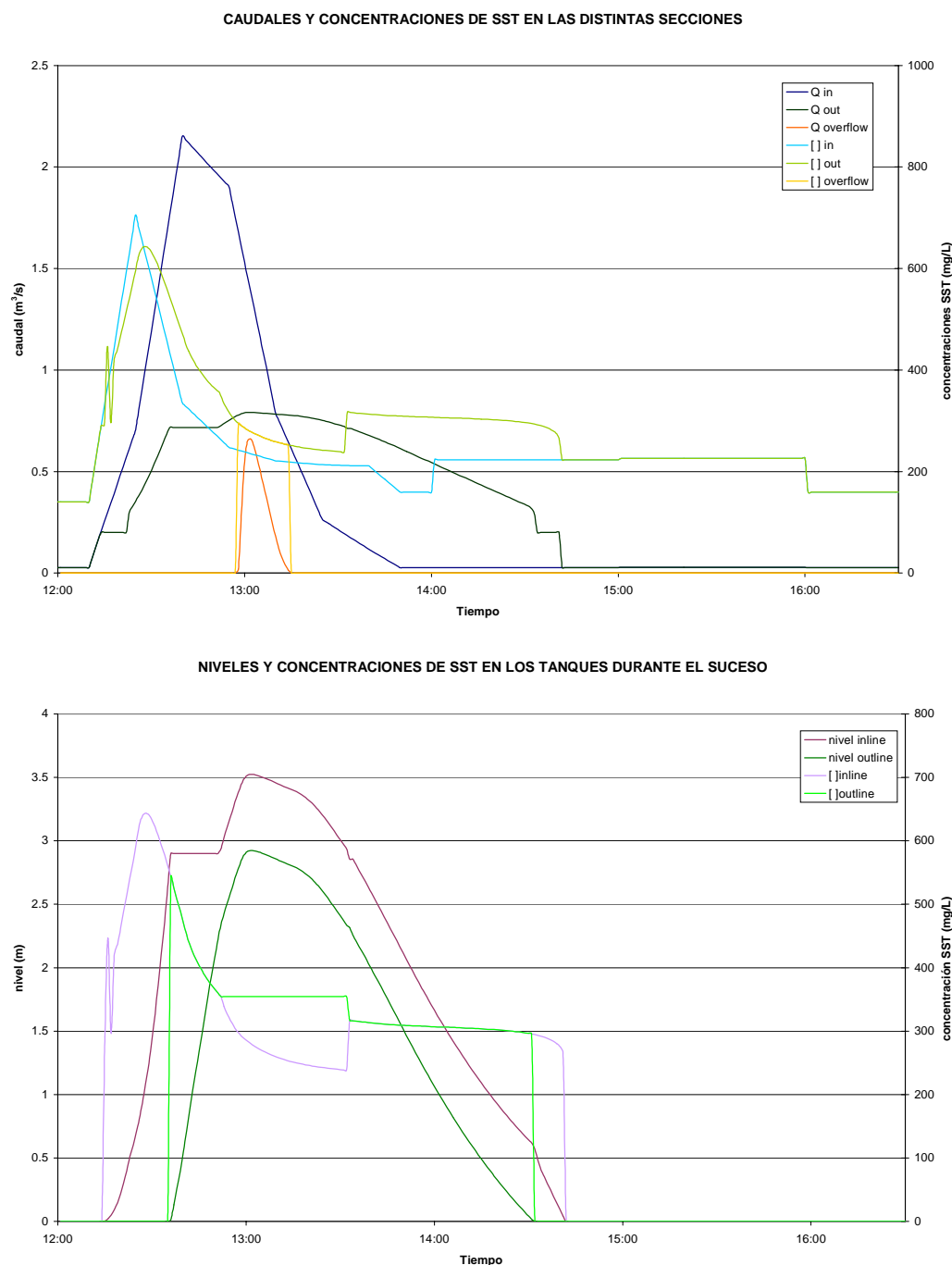


Figura 6-249. Resultado de la simulación para un depósito de 50 m³/ha neta y relación entre volúmenes 0.5 con la compuerta totalmente abierta.

A continuación se muestran, gráficamente, la masa y el volumen vertidos al medio receptor para distintos volúmenes de depósito (10, 14, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 y 90 m³/ha neta) y con distintos valores de la relación entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea (0.1, 0.25, 0.5, 1 y 2), en las dos situaciones de compuerta totalmente abierta y compuerta semiabierta. Se observa que a partir de 63 m³/ha, para el caso de la compuerta totalmente abierta, y 91 m³/ha neta, para la compuerta semiabierta, no se producirían vertidos.

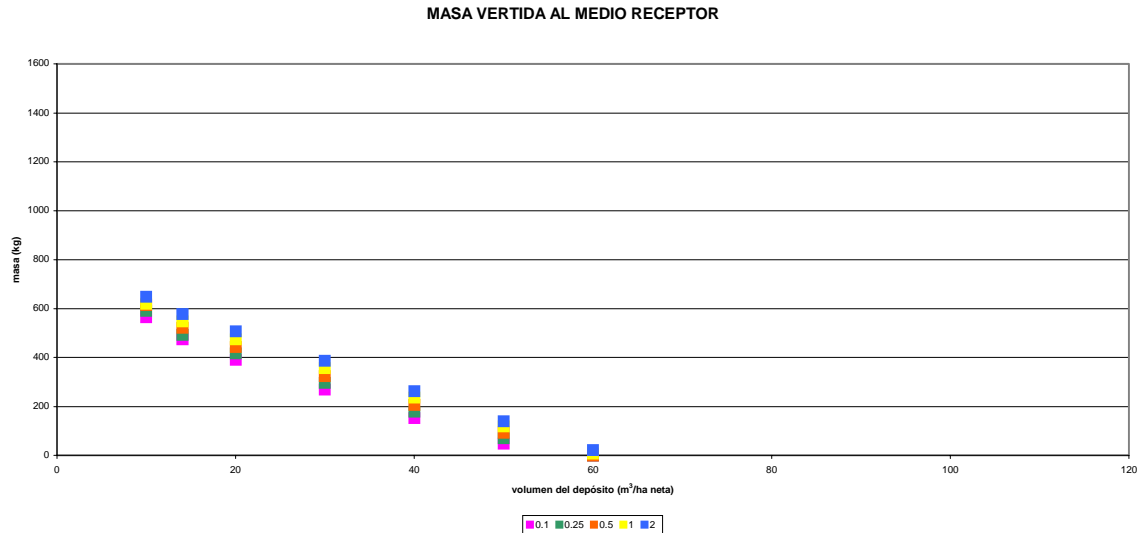


Figura 6-250. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta totalmente abierta.

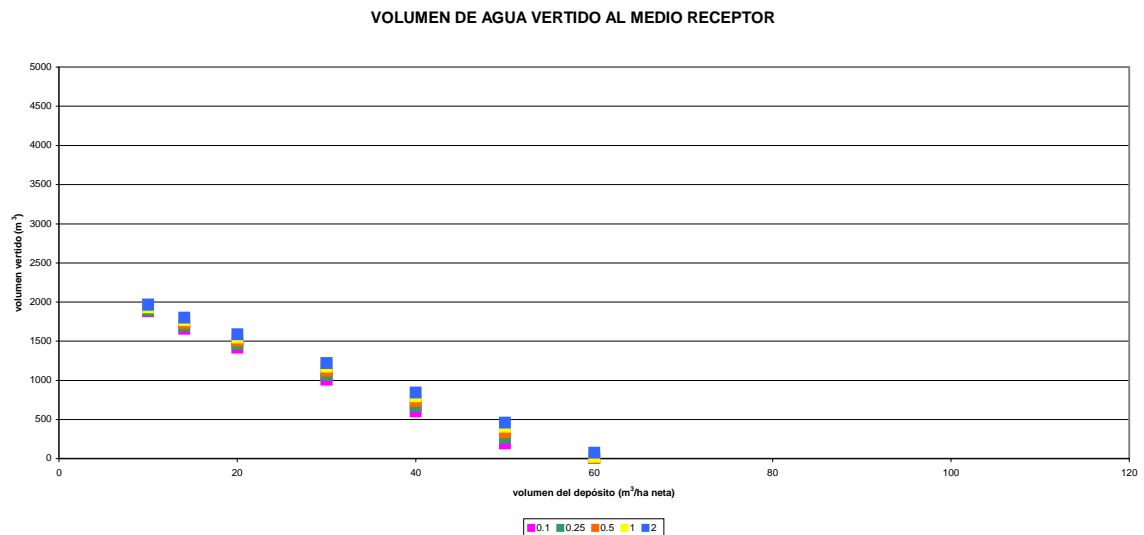


Figura 6-251. Volumen total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta totalmente abierta.

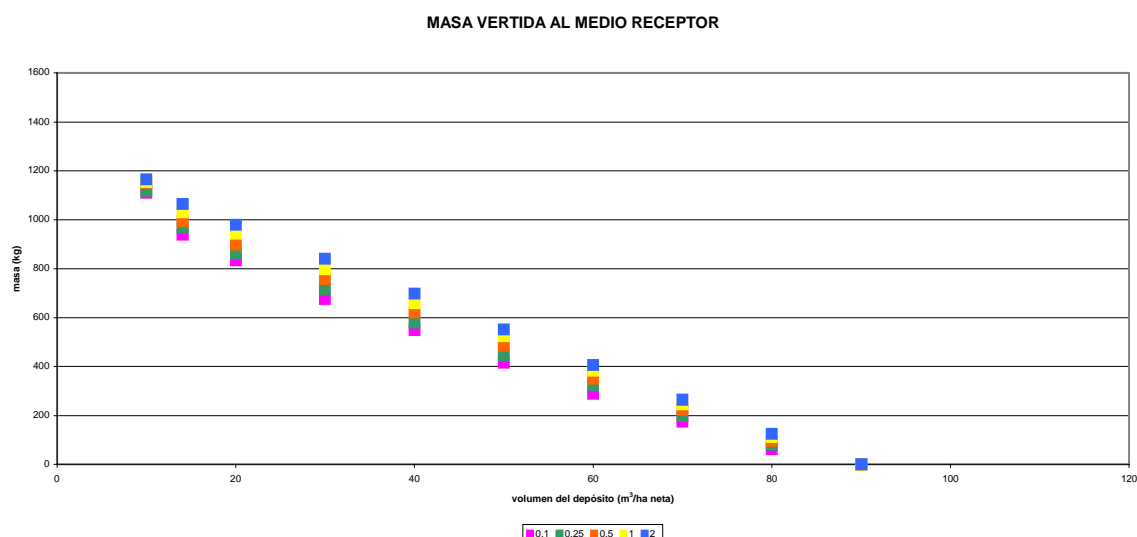


Figura 6-252. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta semiabierta.

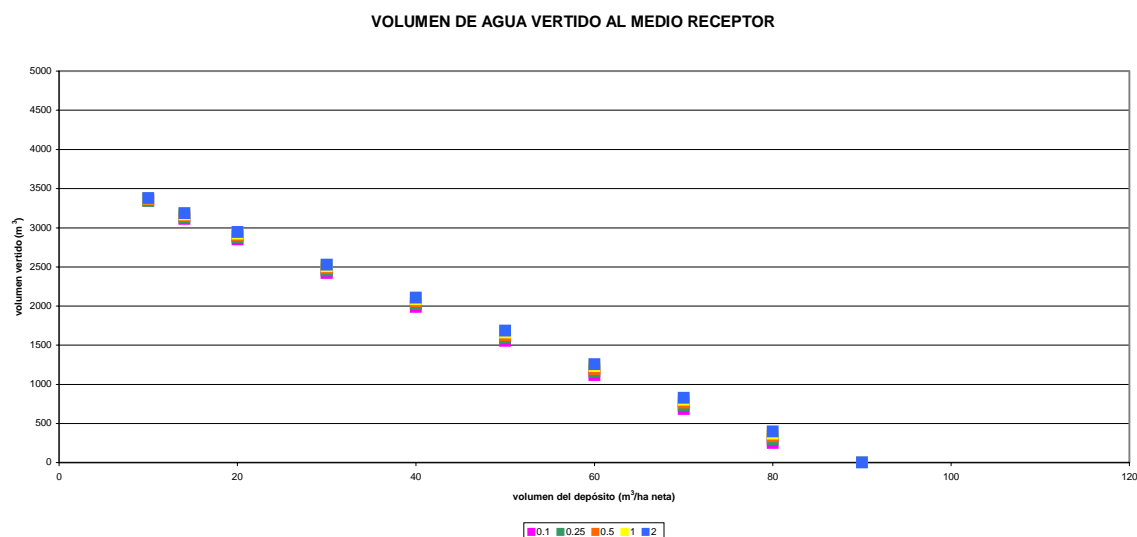


Figura 6-253. Volumen total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta totalmente abierta.

Como cabía esperar, a medida que se aumenta el volumen del depósito-aliviadero disminuye, tanto el volumen de agua como la masa total de contaminante vertidos al medio receptor. Además, para un mismo volumen total de la instalación, se consigue disminuir el volumen vertido (como ya quedaba patente en el apartado anterior) y la masa vertida cuanto mayor es el volumen del depósito fuera de línea. Así, tenemos que, para el caso de la compuerta totalmente abierta y un volumen de 10 m³/ha neta, se puede reducir la cantidad de masa vertida al medio receptor en un 13.0% si se pasa de una relación entre el volumen del depósito en línea y el volumen del depósito fuera de línea de 2 a 0.1 (en la figura 6-250 se puede observar que se pasaría de verter 649 kg a verter 564 kg). Estos porcentajes aumentan a medida que aumenta el volumen de la instalación, llegando a disminuir un 66.0% para un volumen de 50 m³/ha neta (en la figura 6-250 se puede observar que se pasaría de verter 140 kg a verter 48 kg). Esto ocurre también en el caso de que la compuerta

esté semiabierta, en el que los porcentajes de reducción varían desde un 4.7% para un volumen de 10 m³/ha neta hasta un 49.9% para un volumen de 80 m³/ha neta.

Si se considera que el suceso dura hora y media (desde las 12:10 hasta las 13:40), durante este tiempo atraviesan la sección de entrada un total de 5296 m³ de agua y 1755 kg de sólidos en suspensión. Si se expresan los vertidos en relación a estos valores de volumen de agua y la masa de contaminación, se obtienen las siguientes tablas de rendimiento:

Tabla 6-74. Rendimientos en cuanto a volumen retenido con válvula de compuerta.

| Volumen del depósito (m ³ /ha neta) | % de volumen de agua vertido al medio receptor durante el suceso | | | | | | | | | |
|--|--|-------|-------|-------|-------|-----------------------|-------|-------|-------|-------|
| | Volumen tanque en línea/volumen tanque fuera de línea | | | | | | | | | |
| | Compuerta totalmente abierta | | | | | Compuerta semiabierta | | | | |
| | 0.1 | 0.25 | 0.5 | 1 | 2 | 0.1 | 0.25 | 0.5 | 1 | 2 |
| 10 | 35.6% | 35.8% | 36.5% | 36.5% | 35.6% | 63.2% | 63.2% | 63.6% | 63.7% | 63.2% |
| 14 | 31.3% | 32.0% | 32.7% | 33.4% | 31.3% | 58.8% | 59.2% | 59.5% | 59.9% | 58.8% |
| 20 | 26.7% | 27.6% | 28.4% | 29.3% | 26.7% | 53.9% | 54.4% | 54.8% | 55.3% | 53.9% |
| 30 | 19.0% | 20.2% | 21.2% | 22.3% | 19.0% | 45.8% | 46.4% | 46.9% | 47.4% | 45.8% |
| 40 | 11.4% | 12.7% | 13.9% | 15.0% | 11.4% | 37.6% | 38.3% | 38.9% | 39.4% | 37.6% |
| 50 | 3.7% | 5.1% | 6.4% | 7.7% | 3.7% | 29.4% | 30.2% | 30.8% | 31.4% | 29.4% |
| 60 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.5% | 0.0% | 21.2% | 22.0% | 22.6% | 23.3% | 21.2% |
| 70 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 12.9% | 13.8% | 14.5% | 15.1% | 12.9% |
| 80 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 4.7% | 5.6% | 6.3% | 7.0% | 4.7% |
| 90 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 100 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |

Tabla 6-75. Rendimientos en cuanto a eliminación de contaminación con válvula de compuerta.

| Volumen del depósito (m ³ /ha neta) | % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor durante el suceso | | | | | | | | | |
|--|--|-------|-------|-------|-------|-----------------------|-------|-------|-------|-------|
| | Volumen tanque en línea/volumen tanque fuera de línea | | | | | | | | | |
| | Compuerta totalmente abierta | | | | | Compuerta semiabierta | | | | |
| | 0.1 | 0.25 | 0.5 | 1 | 2 | 0.1 | 0.25 | 0.5 | 1 | 2 |
| 10 | 32.2% | 33.7% | 35.0% | 35.3% | 37.0% | 63.2% | 63.7% | 65.6% | 65.7% | 66.4% |
| 14 | 27.0% | 28.1% | 29.7% | 31.2% | 32.9% | 53.5% | 55.1% | 56.6% | 58.7% | 60.6% |
| 20 | 22.3% | 23.8% | 25.2% | 27.0% | 28.9% | 47.5% | 49.1% | 51.2% | 53.7% | 55.8% |
| 30 | 15.4% | 16.9% | 18.5% | 20.3% | 22.0% | 38.5% | 40.8% | 43.2% | 45.4% | 47.9% |
| 40 | 8.7% | 10.2% | 11.8% | 13.5% | 15.0% | 31.3% | 33.0% | 35.4% | 37.6% | 39.8% |
| 50 | 2.7% | 4.0% | 5.3% | 6.7% | 8.0% | 23.7% | 25.4% | 27.6% | 29.8% | 31.5% |
| 60 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.4% | 1.3% | 16.5% | 18.4% | 20.0% | 21.8% | 23.2% |
| 70 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 9.9% | 11.3% | 12.7% | 14.0% | 15.1% |
| 80 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 3.6% | 4.6% | 5.4% | 6.4% | 7.1% |
| 90 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.1% |
| 100 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |

A continuación se representan gráficamente los resultados mostrados en esta última tabla.

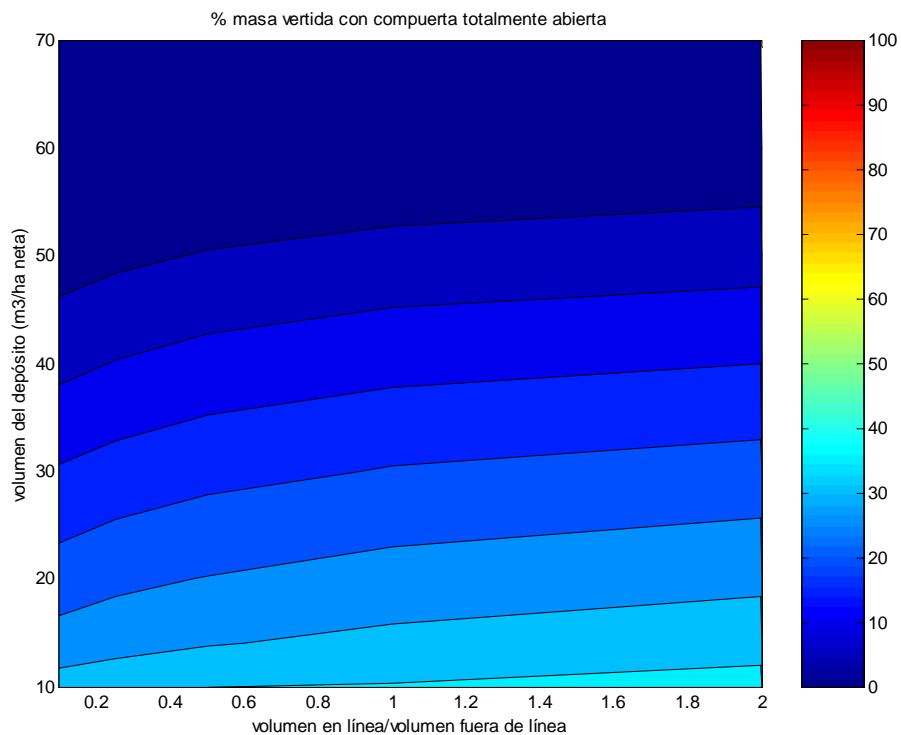


Figura 6-254. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de compuerta completamente abierta.

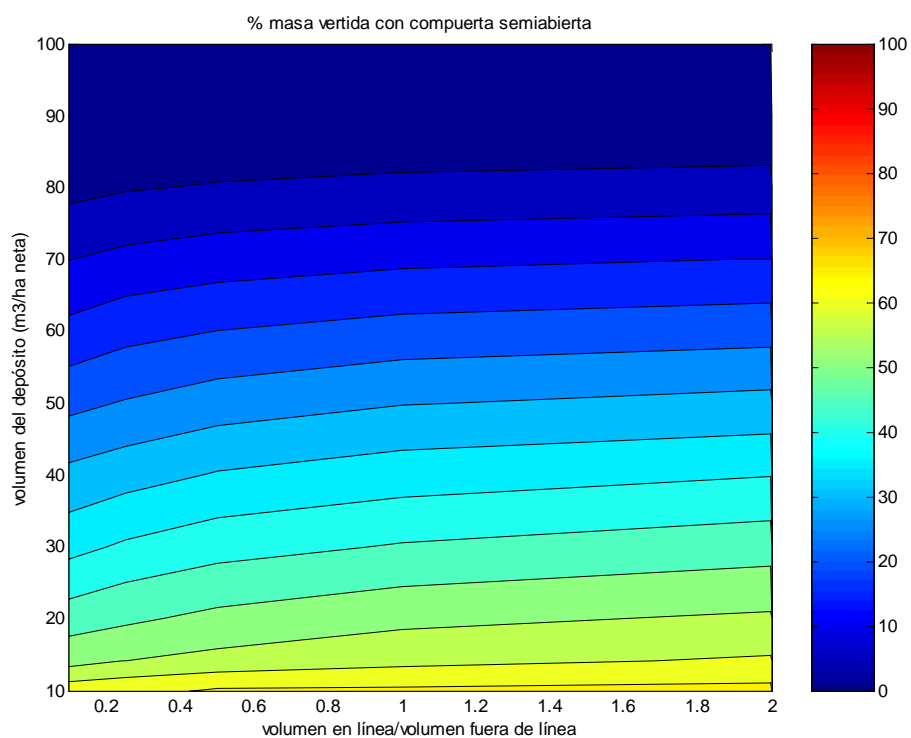


Figura 6-255. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de compuerta semiabierta.

De los gráficos anteriores se deduce que, sobretudo para volúmenes de depósito pequeños, entorno a 20 m³/ha neta, se pueden alcanzar rendimientos iguales si se pasa de un reparto de volumen equitativo, entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea, a un reparto en el que el volumen fuera de línea sea diez veces el volumen en línea reduciendo el volumen total en un 30%, es decir, a 14 m³/ha neta.

En cuanto a la concentración máxima vertida al medio receptor, se consigue también una cierta disminución al aumentar el volumen de la instalación. También para un mismo volumen disminuye, a medida que se aumenta el volumen del tanque fuera de línea. En las siguientes figuras se presenta el valor de estas concentraciones máximas del vertido, expresadas en tanto por ciento sobre la concentración máxima en la sección de entrada, tanto para el caso de que la compuerta esté completamente abierta como para el caso de que esté semiabierta.

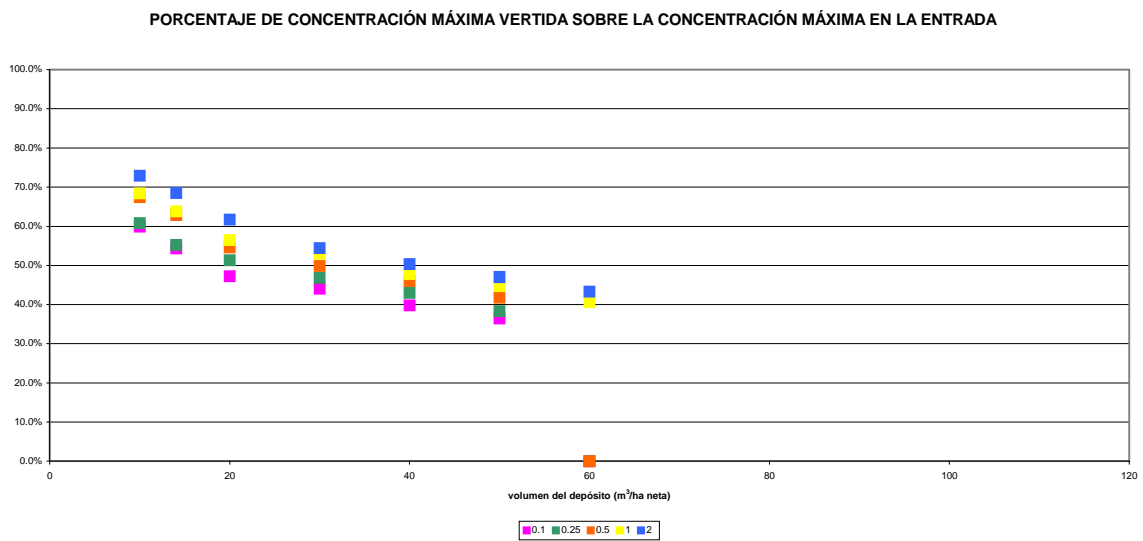


Figura 6-256. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con la compuerta totalmente abierta.

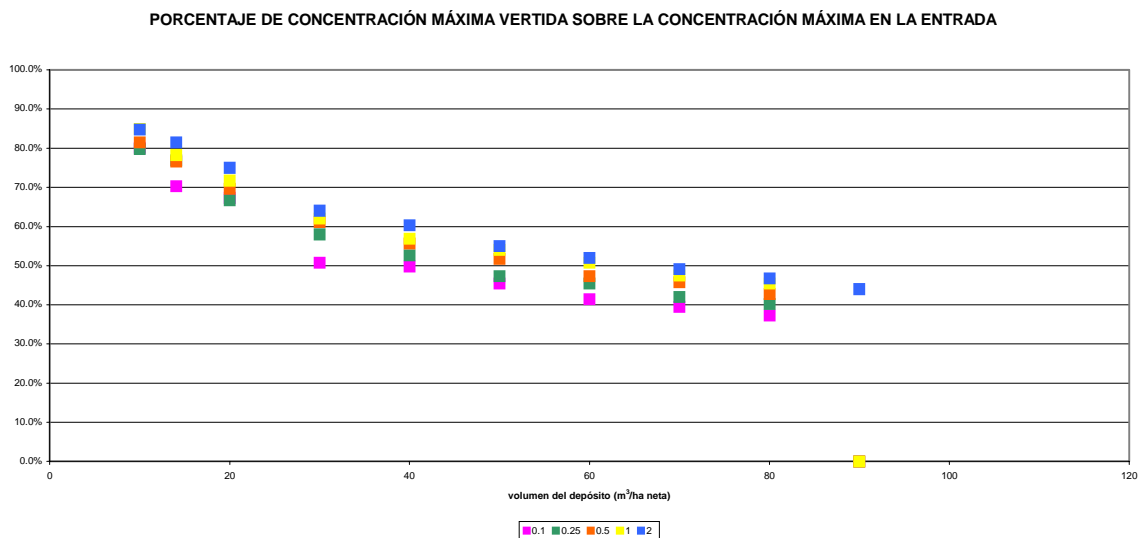


Figura 6-257. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con la compuerta semiabierta.

Observando las gráficas anteriores se comprueba que se pueden llegar a moderar las puntas del vertido al medio receptor entre un 10 y un 15% si en lugar de hacer un reparto equitativo de volúmenes entre el tanque en línea y el tanque fuera de línea se reparten los volúmenes de forma que el volumen fuera de línea sea diez veces el volumen en línea.

6.2.2.3.2. Resultados de simulación con una lluvia de diseño con válvula tipo vórtice

A continuación, a modo de ejemplo, se muestra el resultado obtenido, en cuanto a caudales y concentraciones, en las distintas secciones, y niveles y concentraciones en los tanques, para un depósito de 50 m³/ha neta, repartido de forma que el volumen fuera de línea es el doble del volumen en línea con una válvula de compuerta tipo vórtice de caudal 9.9 veces el caudal medio de tiempo seco.

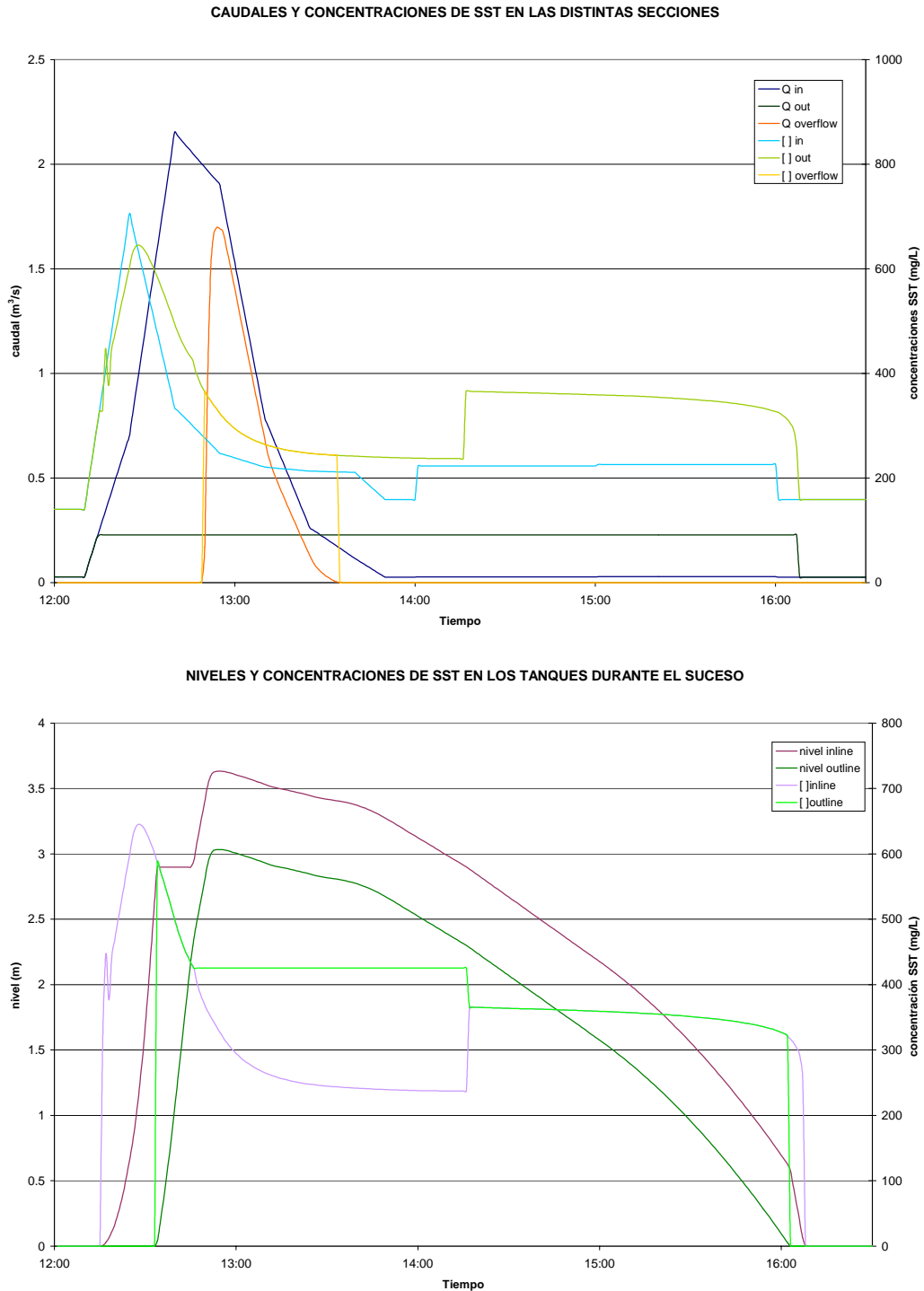


Figura 6-258. Resultado de la simulación para un depósito de 50 m³/ha neta y relación entre volúmenes 0.5 con una válvula tipo vórtice de caudal 9.9 veces el caudal medio de tiempo seco.

En las siguientes gráficas se presenta la masa vertida al medio receptor para distintos volúmenes de depósito (10, 14, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 y 110 m³/ha neta) y con distintos valores de la relación entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea (0.1, 0.25, 0.5, 1 y 2) en seis situaciones con válvula de compuerta tipo vórtice. La diferencia entre ellas es el caudal de salida a través de la válvula tipo vórtice. Se han elegido caudales de 2.5, 5, 7, 9.9 (criterio de CHN), 14.3 y 33.3 (que se corresponde con el máximo caudal de salida a través de la compuerta

existente cuando está totalmente abierta y cuando está semiabierto) veces el caudal de tiempo seco.

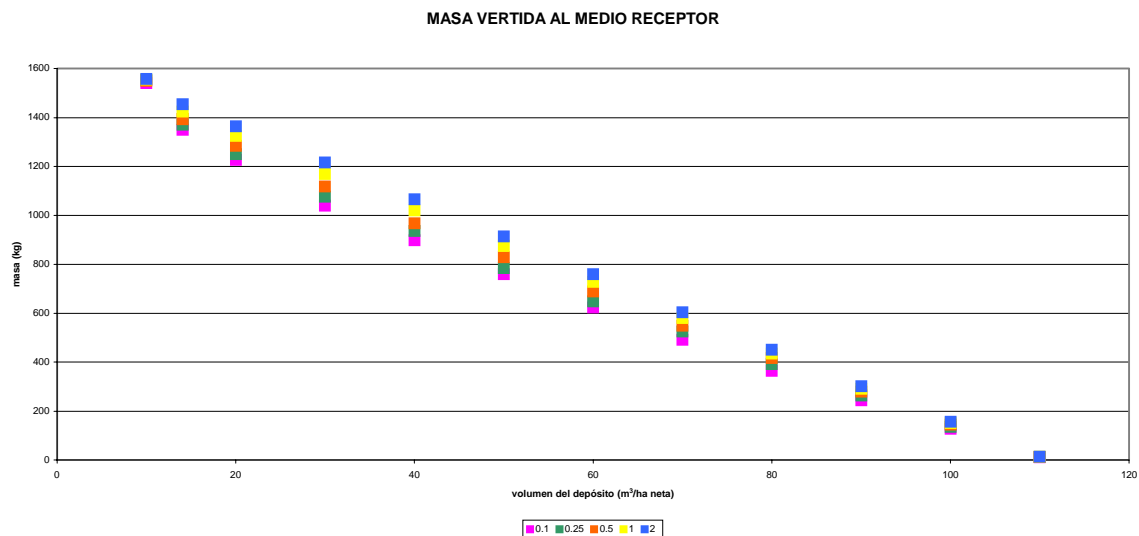


Figura 6-259. Masa total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 2.5 veces el caudal de tiempo seco.

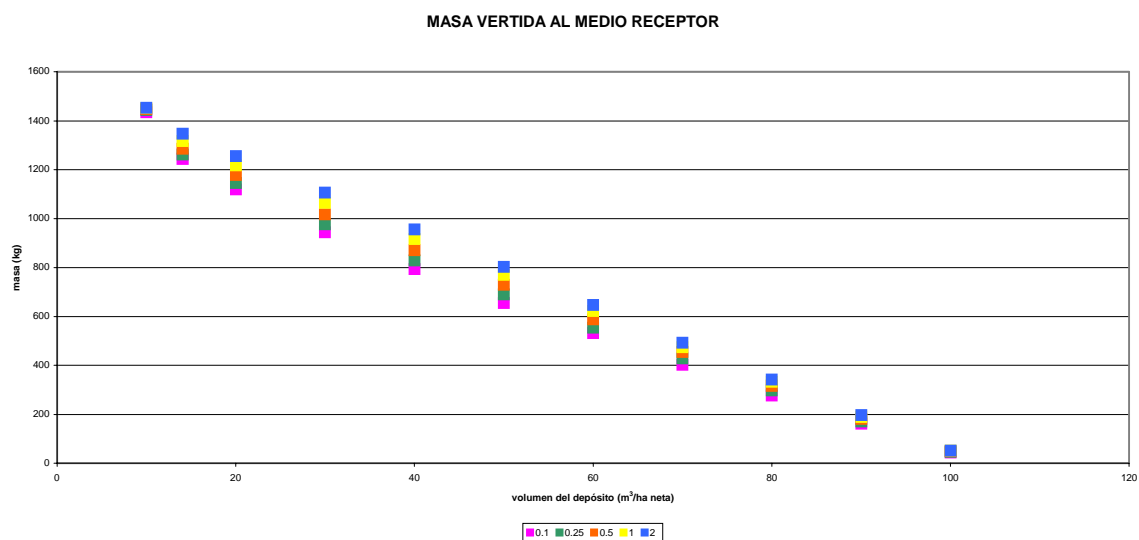


Figura 6-260. Masa total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 5 veces el caudal de tiempo seco.

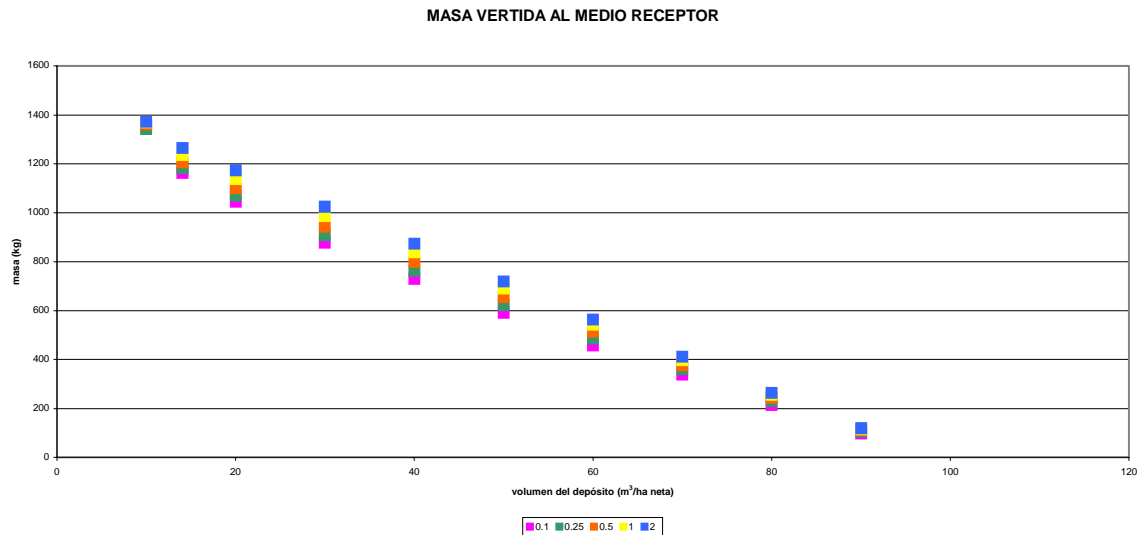


Figura 6-261. Masa total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 7 veces el caudal de tiempo seco.

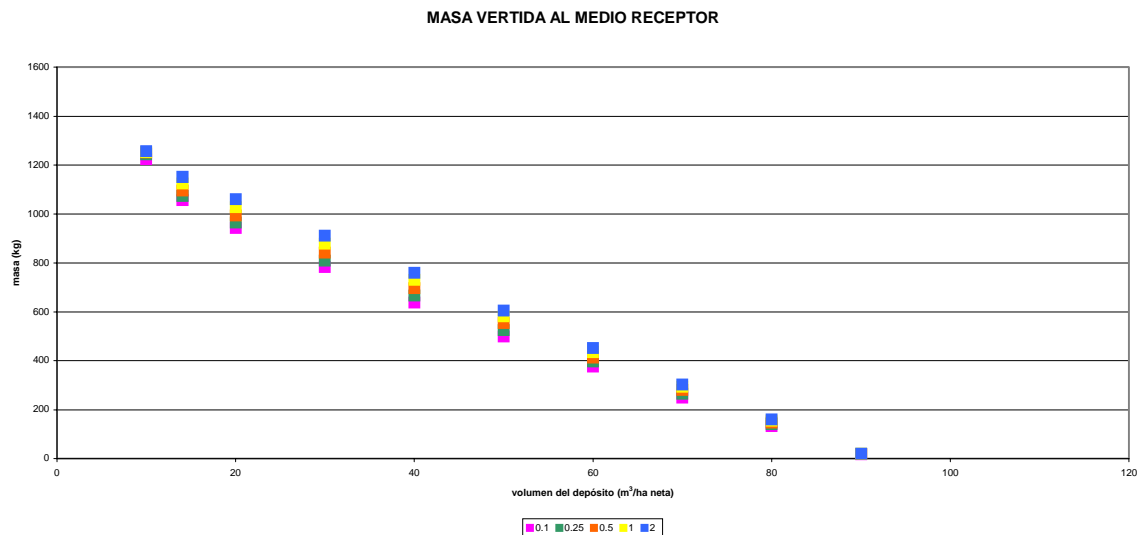


Figura 6-262. Masa total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 9.9 veces el caudal de tiempo seco.

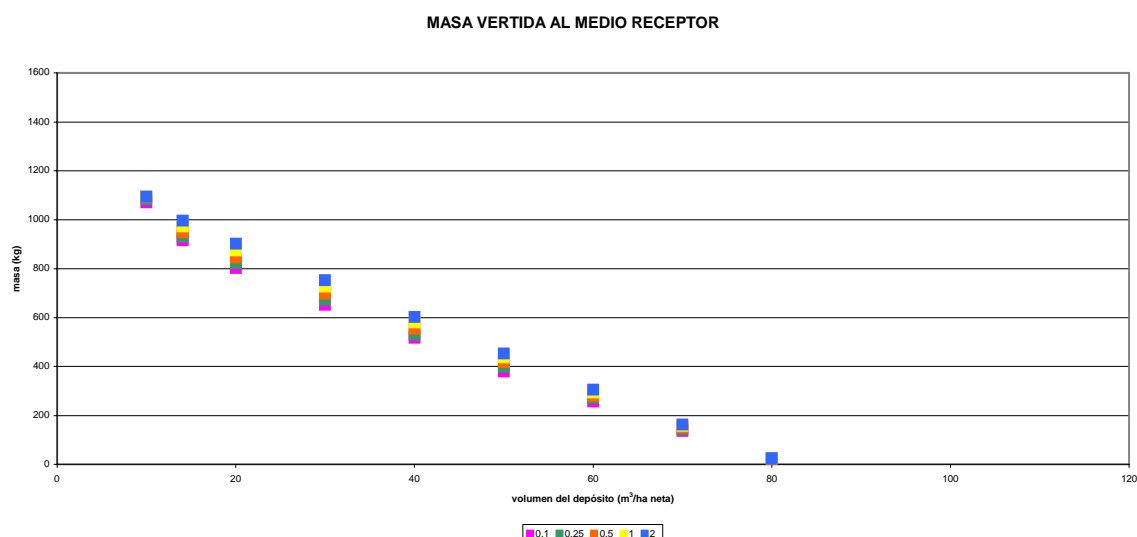


Figura 6-263. Masa total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 14.3 veces el caudal de tiempo seco.

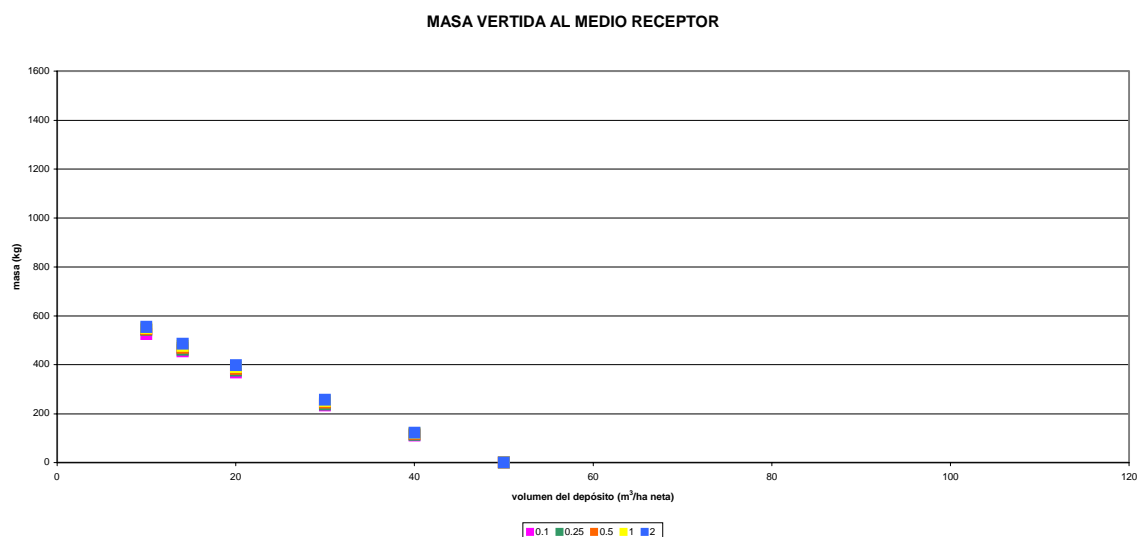


Figura 6-264. Masa total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 33.3 veces el caudal de tiempo seco.

A continuación se muestra, gráficamente, los volúmenes vertidos al medio receptor para distintos volúmenes de depósito (10, 14, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 y 110 m³/ha neta) en las seis situaciones de válvula tipo vórtice estudiadas. En este caso el volumen vertido al medio receptor para un volumen de depósito y caudal máximo de salida a través de la válvula tipo vórtice es independiente de cómo se realice el reparto de volúmenes entre el tanque en línea y el tanque fuera de línea. Se observa que a partir de 50/82/92/99/103/111 m³/ha, para el caso de la válvula tipo vórtice con caudal máximo de 33.3/14.3/9.9/7/5/2.5 veces del caudal de tiempo seco, no se producirían vertidos.

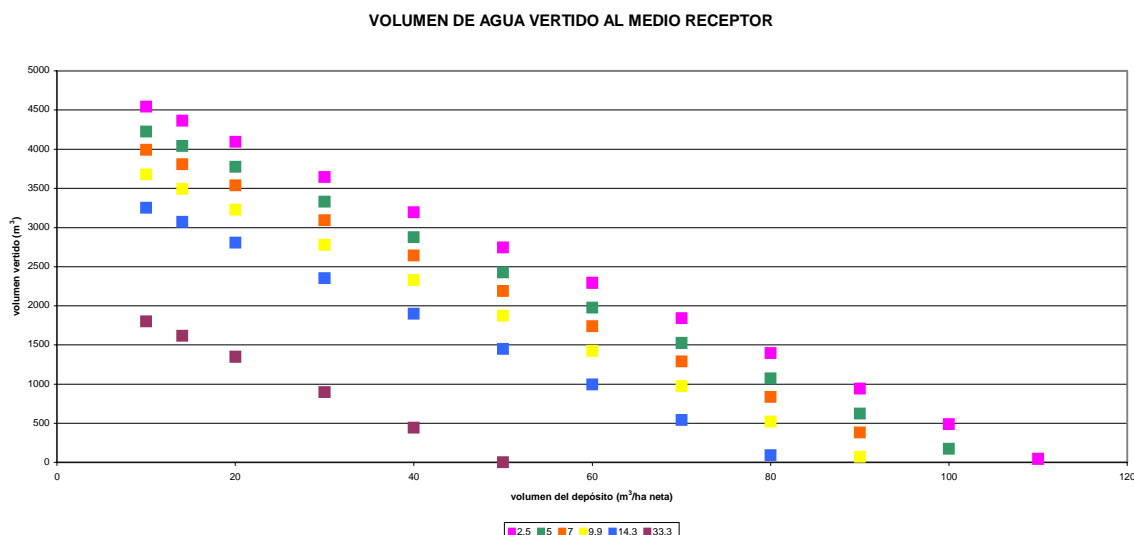


Figura 6-265. Volumen total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y los distintos caudales máximos de válvula tipo vórtice.

Al igual que en el caso de válvula de compuerta, a medida que se aumenta el volumen del depósito-aliviadero disminuye el volumen de agua y la masa de contaminante vertidos al medio receptor. Para un mismo volumen mejoran los rendimientos del depósito cuanto mayor es el volumen fuera de línea. Sin embargo estas mejoras no son tan acusadas como en el caso de la compuerta; llegando como mucho a disminuir un 20% la cantidad de masa vertida al medio receptor si se pasa de una relación entre el volumen del tanque en línea y el volumen del tanque fuera de línea de 2 a 0.1.

Expresando los vertidos en relación al volumen total de agua y la masa total de sólidos en suspensión que atraviesan la sección durante el suceso se obtienen las siguientes tablas de rendimiento:

Tabla 6-76. Rendimientos en cuanto a volumen retenido con válvula tipo vórtice.

| % de volumen de agua vertido al medio receptor durante el suceso | | | | | | |
|--|--|-------|-------|-------|-------|-------|
| Volumen del depósito (m³/ha neta) | Caudal de salida en el vórtice/caudal medio de tiempo seco | | | | | |
| | 2.5 | 5 | 7 | 9.9 | 14.3 | 33.3 |
| 10 | 85.8% | 79.8% | 75.4% | 69.4% | 61.5% | 34.0% |
| 14 | 82.4% | 76.4% | 71.9% | 66.0% | 58.0% | 30.6% |
| 20 | 77.3% | 71.3% | 66.9% | 61.0% | 53.0% | 25.5% |
| 30 | 68.9% | 62.8% | 58.4% | 52.5% | 44.4% | 17.0% |
| 40 | 60.4% | 54.3% | 49.9% | 44.0% | 35.9% | 8.4% |
| 50 | 51.9% | 45.8% | 41.4% | 35.4% | 27.4% | 0.1% |
| 60 | 43.3% | 37.3% | 32.9% | 26.9% | 18.8% | 0.0% |
| 70 | 34.8% | 28.8% | 24.3% | 18.4% | 10.3% | 0.0% |
| 80 | 26.3% | 20.3% | 15.8% | 9.8% | 1.7% | 0.0% |
| 90 | 17.8% | 11.8% | 7.3% | 1.4% | 0.0% | 0.0% |
| 100 | 9.3% | 3.2% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 110 | 0.8% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 120 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |

Tabla 6-77. Rendimientos en cuanto a eliminación de contaminación con válvula tipo vórtice.

| % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor durante el suceso | | | | | | | | | | |
|--|---|-------|-------|-------|-------|----------------------|-------|-------|-------|-------|
| Volumen del depósito (m³/ha neta) | Volumen tanque en línea/volumen tanque fuera de línea | | | | | | | | | |
| | 0.1 | 0.25 | 0.5 | 1 | 2 | 0.1 | 0.25 | 0.5 | 1 | 2 |
| Caudal del vórtice | 2.5 Q _m | | | | | 5 Q _m | | | | |
| 10 | 87.8% | 88.5% | 88.3% | 88.6% | 88.8% | 81.7% | 82.3% | 82.5% | 82.7% | 82.8% |
| 14 | 76.9% | 78.1% | 79.4% | 81.2% | 82.9% | 70.9% | 71.9% | 73.3% | 75.0% | 76.8% |
| 20 | 69.9% | 71.2% | 73.1% | 75.5% | 77.8% | 63.8% | 65.3% | 67.1% | 69.4% | 71.6% |
| 30 | 59.2% | 61.3% | 63.7% | 66.6% | 69.3% | 53.8% | 55.7% | 58.0% | 60.6% | 63.1% |
| 40 | 51.2% | 53.4% | 55.1% | 58.1% | 60.7% | 45.2% | 47.3% | 49.6% | 52.2% | 54.5% |
| 50 | 43.3% | 44.7% | 47.2% | 49.9% | 52.1% | 37.3% | 39.4% | 41.5% | 43.8% | 45.7% |
| 60 | 35.5% | 37.0% | 39.2% | 41.5% | 43.3% | 30.4% | 31.6% | 33.5% | 35.4% | 36.9% |
| 70 | 28.0% | 29.9% | 31.3% | 33.1% | 34.4% | 22.9% | 24.5% | 25.9% | 27.0% | 28.1% |
| 80 | 20.8% | 22.4% | 23.7% | 24.8% | 25.7% | 15.8% | 17.0% | 18.0% | 19.0% | 19.5% |
| 90 | 13.9% | 15.0% | 15.9% | 16.6% | 17.2% | 9.2% | 9.7% | 10.3% | 10.8% | 11.2% |
| 100 | 7.3% | 7.7% | 8.2% | 8.6% | 8.9% | 2.5% | 2.6% | 2.8% | 2.9% | 3.0% |
| 110 | 0.6% | 0.7% | 0.7% | 0.7% | 0.8% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 120 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| Caudal del vórtice | 7 Q _m | | | | | 9.9 Q _m | | | | |
| 10 | 77.2% | 76.4% | 77.6% | 78.0% | 78.2% | 69.7% | 70.9% | 71.3% | 71.4% | 71.6% |
| 14 | 66.3% | 67.4% | 68.7% | 70.4% | 72.1% | 60.2% | 61.2% | 62.5% | 64.1% | 65.6% |
| 20 | 59.5% | 61.0% | 62.7% | 64.8% | 66.9% | 53.7% | 55.0% | 56.6% | 58.6% | 60.4% |
| 30 | 50.0% | 51.7% | 53.8% | 56.2% | 58.4% | 44.6% | 46.2% | 47.9% | 50.0% | 51.9% |
| 40 | 41.6% | 43.4% | 45.5% | 47.8% | 49.8% | 36.4% | 38.0% | 39.7% | 41.6% | 43.3% |
| 50 | 33.7% | 35.5% | 37.4% | 39.4% | 41.0% | 28.5% | 30.0% | 31.6% | 33.2% | 34.5% |
| 60 | 26.1% | 27.7% | 29.3% | 30.9% | 32.1% | 21.4% | 22.7% | 23.6% | 24.8% | 25.8% |
| 70 | 19.2% | 20.5% | 21.4% | 22.6% | 23.5% | 14.2% | 15.1% | 16.0% | 16.8% | 17.3% |
| 80 | 12.2% | 13.1% | 13.9% | 14.6% | 15.0% | 7.5% | 8.1% | 8.4% | 8.8% | 9.1% |
| 90 | 5.6% | 6.0% | 6.3% | 6.6% | 6.8% | 1.0% | 1.1% | 1.1% | 1.2% | 1.2% |
| 100 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| Caudal del vórtice | 14.3 Q _m | | | | | 33.35 Q _m | | | | |
| 10 | 61.0% | 61.8% | 62.3% | 62.4% | 62.4% | 30.0% | 30.9% | 31.1% | 31.3% | 31.6% |
| 14 | 52.2% | 53.1% | 54.1% | 55.5% | 56.8% | 25.9% | 26.3% | 26.7% | 27.2% | 27.7% |
| 20 | 45.7% | 46.8% | 48.2% | 49.8% | 51.4% | 21.0% | 21.4% | 21.8% | 22.2% | 22.7% |
| 30 | 37.1% | 38.4% | 39.8% | 41.5% | 42.9% | 13.3% | 13.6% | 14.0% | 14.4% | 14.7% |
| 40 | 29.5% | 30.2% | 31.6% | 33.1% | 34.3% | 6.3% | 6.5% | 6.7% | 6.9% | 7.0% |
| 50 | 21.7% | 22.7% | 23.8% | 24.9% | 25.8% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 60 | 14.6% | 15.4% | 16.0% | 16.8% | 17.4% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 70 | 7.9% | 8.2% | 8.6% | 9.0% | 9.3% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 80 | 1.3% | 1.3% | 1.4% | 1.4% | 1.5% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| 90 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |

Representando gráficamente los resultados mostrados en la tabla anterior se obtiene:

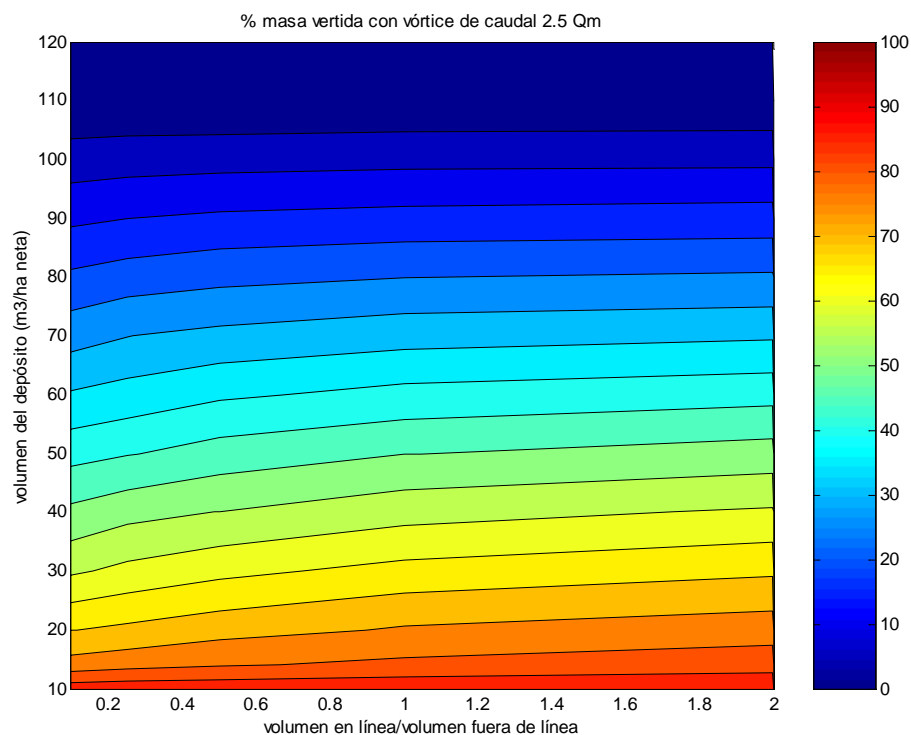


Figura 6-266. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 2.5 qm.

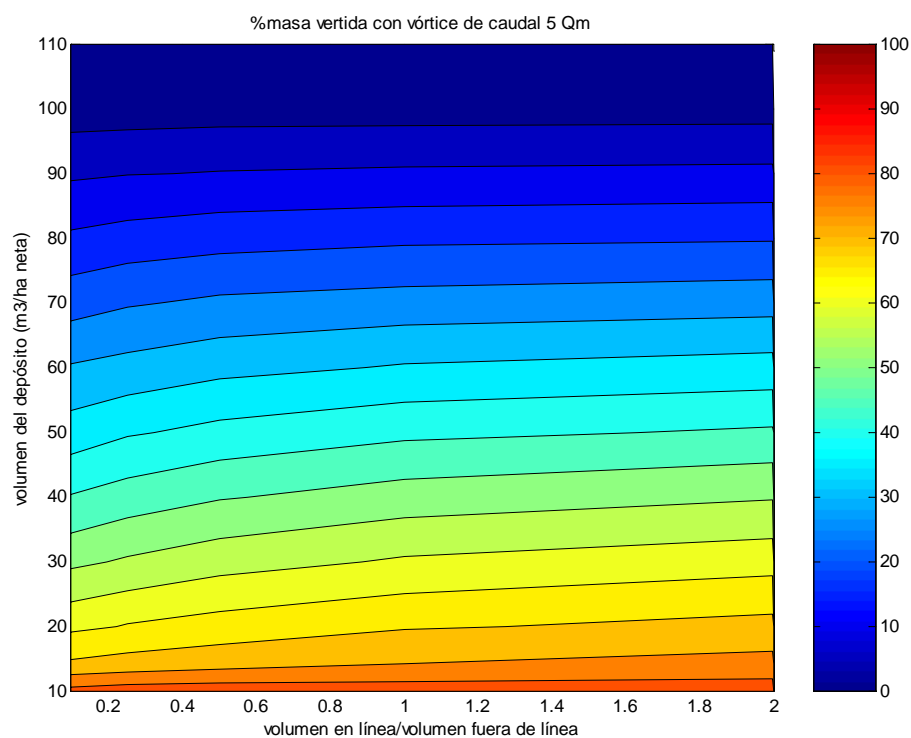


Figura 6-267. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 5 qm.

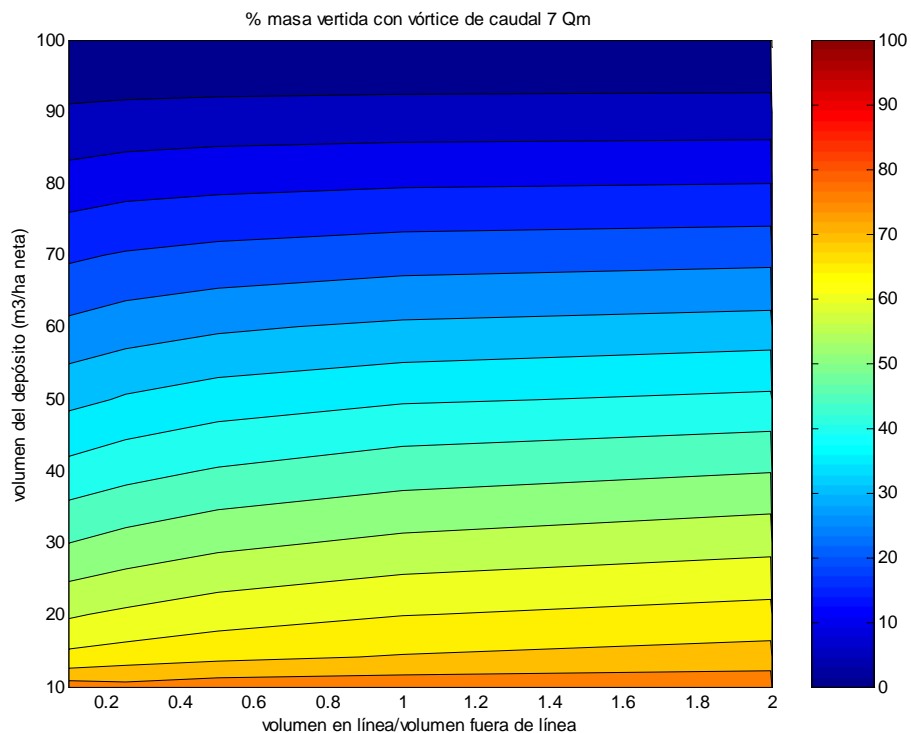


Figura 6-268. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 7 qm.

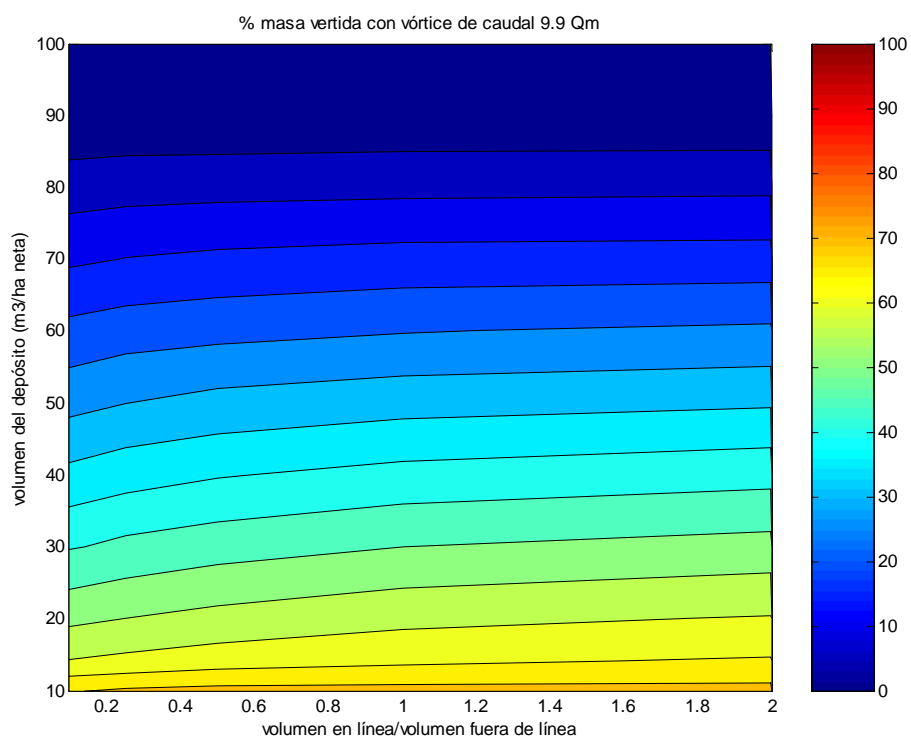


Figura 6-269. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 9.9 qm.

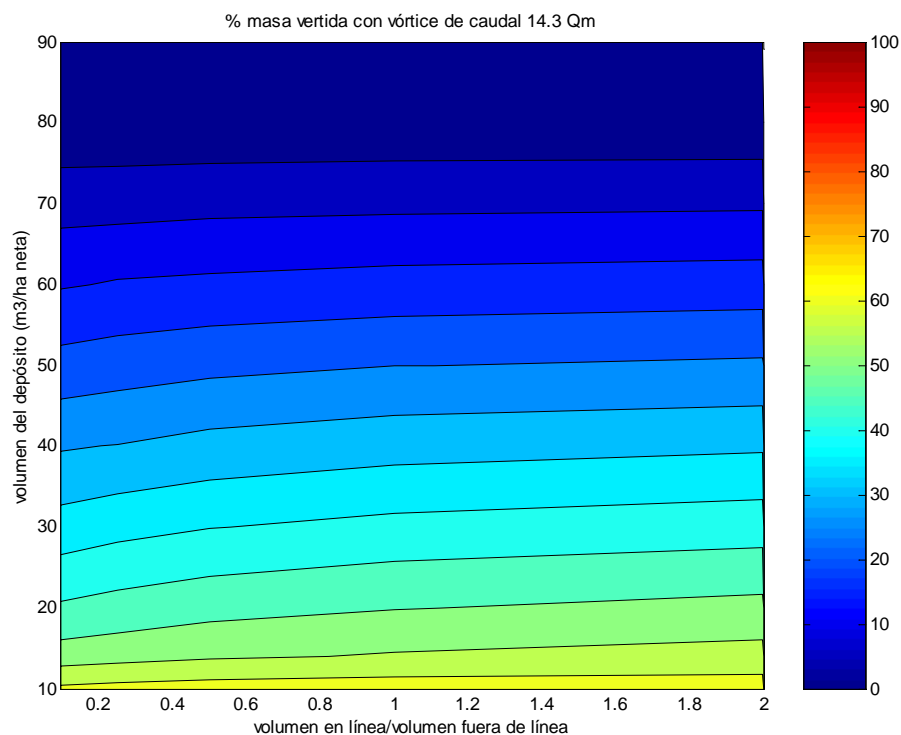


Figura 6-270. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 14.3 qm.

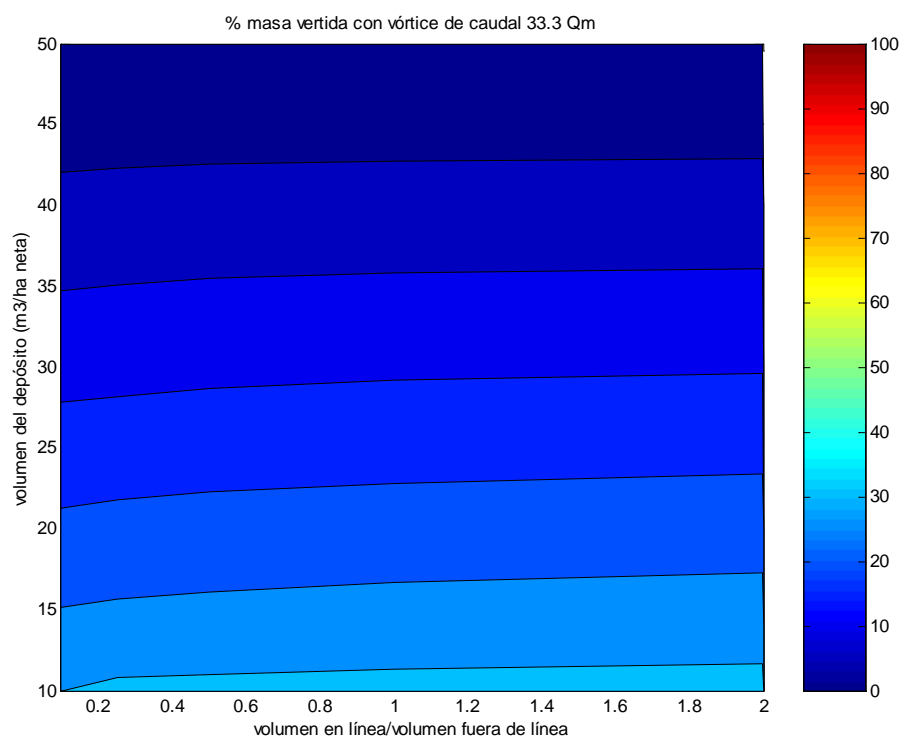


Figura 6-271. % de masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor en función del volumen del depósito y del reparto de volúmenes para el caso de válvula tipo vórtice de caudal 33.3 qm.

Las pendientes de las líneas de los gráficos anteriores son menores que las de los gráficos de la situación con compuerta, lo que corrobora que las mejoras al aumentar la relación entre el volumen fuera de línea y el volumen en línea, para un mismo volumen total, en el caso de válvula tipo vórtice, no son tan importantes.

En cuanto a la concentración máxima vertida al medio receptor, del mismo modo que ocurría para la situación con válvula de compuerta, se consigue también una cierta disminución al aumentar el volumen de la instalación. También para un mismo volumen disminuye, a medida que se aumenta el volumen del tanque fuera de línea. En las siguientes figuras se presenta el valor de estas concentraciones máximas del vertido, expresadas en tanto por ciento sobre la concentración máxima en la sección de entrada, para los seis casos analizados.

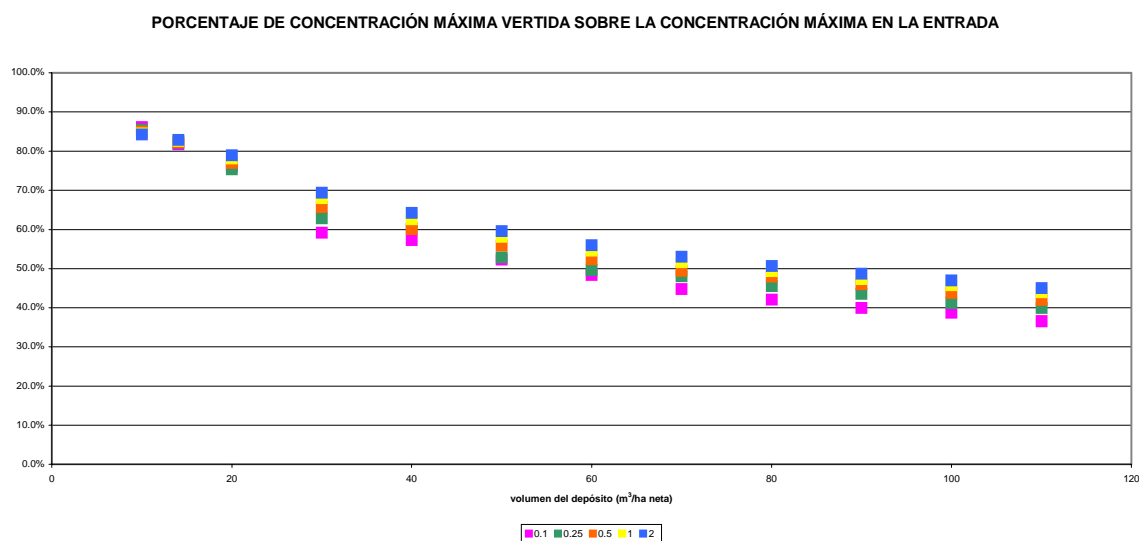


Figura 6-272. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 2.5 veces el caudal de tiempo seco.

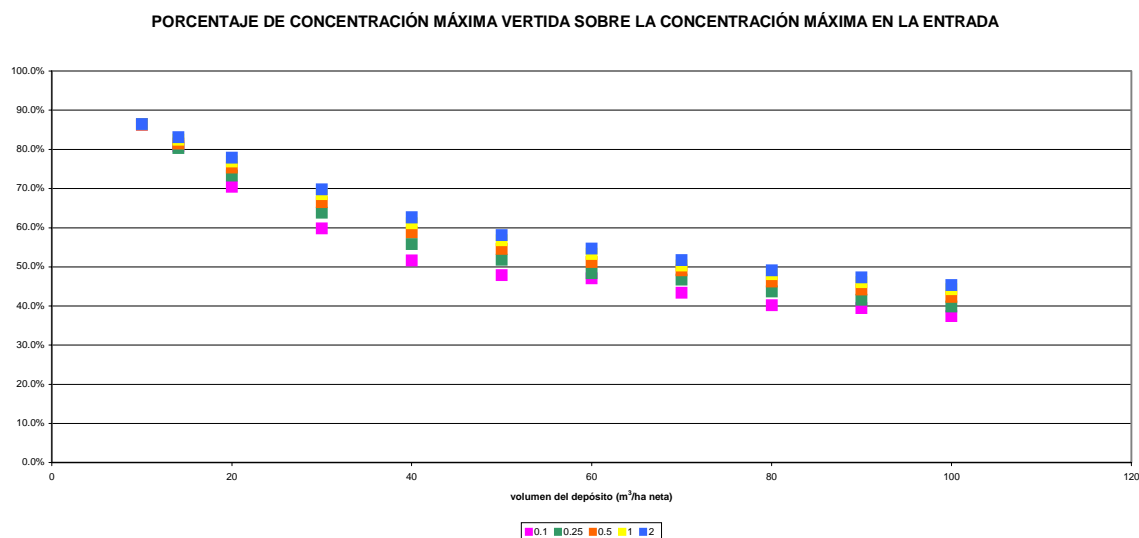


Figura 6-273. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 5 veces el caudal de tiempo seco.

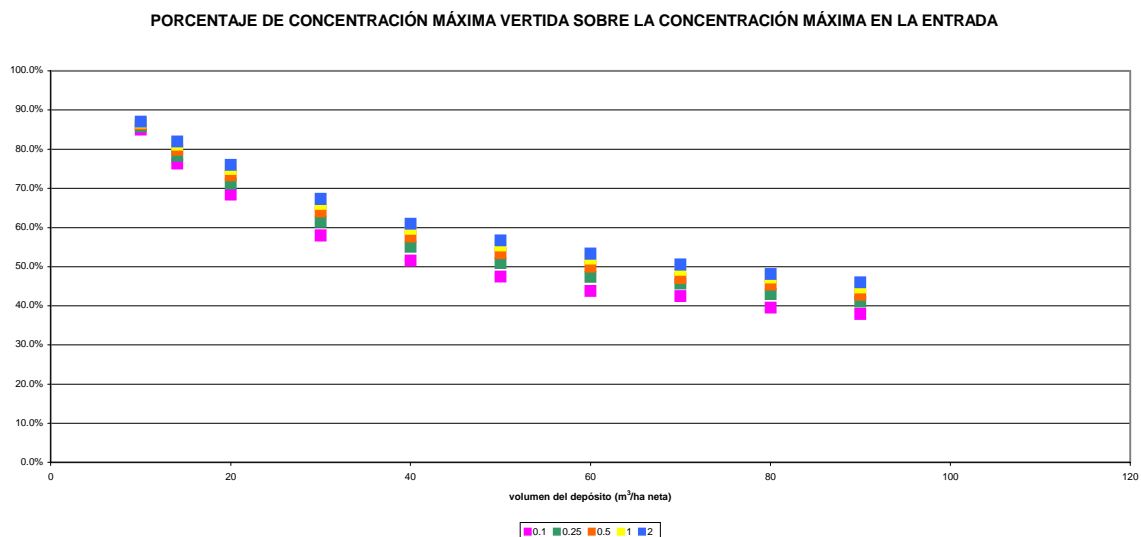


Figura 6-274. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 7 veces el caudal de tiempo seco.

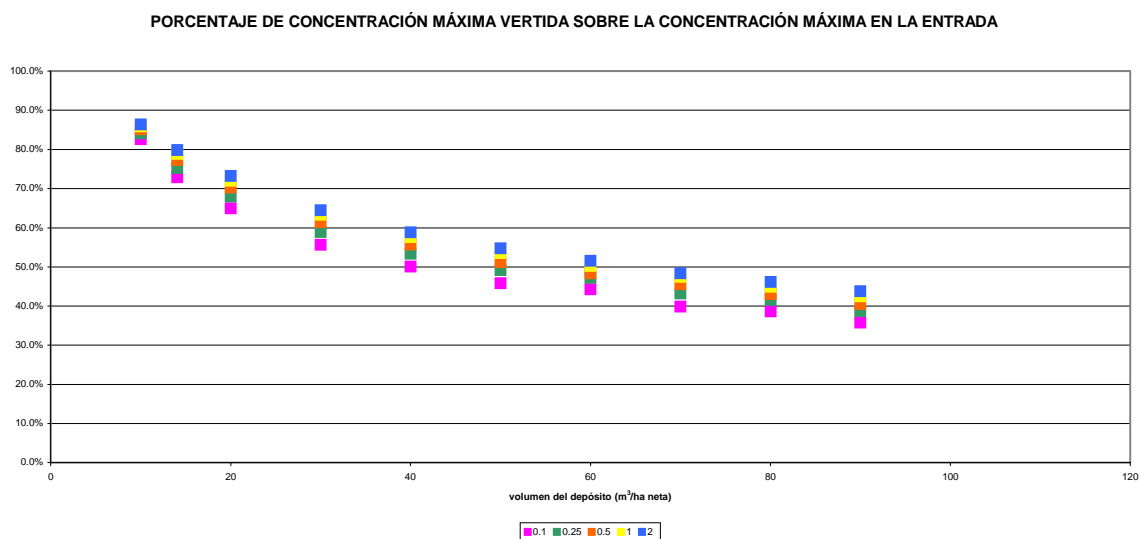


Figura 6-275. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 9.9 veces el caudal de tiempo seco.

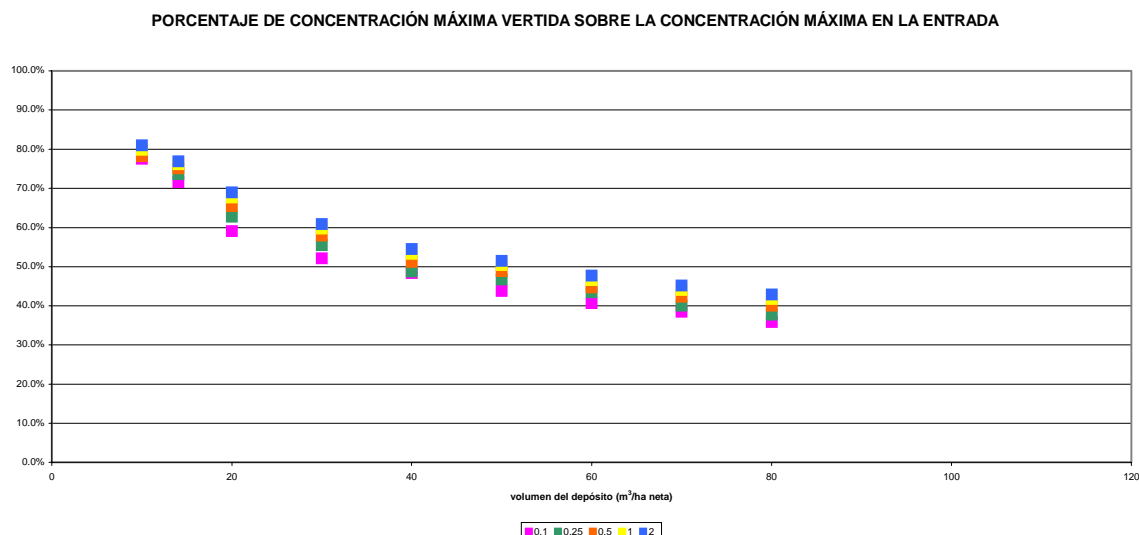


Figura 6-276. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 14.3 veces el caudal de tiempo seco.

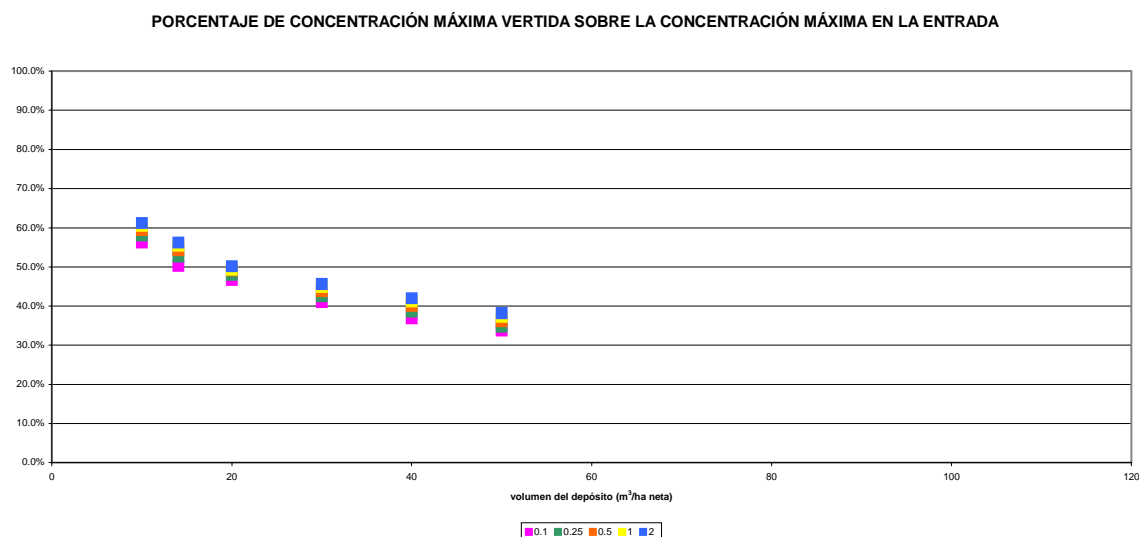


Figura 6-277. Concentración máxima vertida al medio receptor expresada en porcentaje sobre la concentración máxima en la sección de entrada con válvula tipo vórtice de caudal 33.3 veces el caudal de tiempo seco.

Se consigue también en este caso moderar las puntas del vertido al medio receptor entre un 5 y un 20% si se aumenta el volumen del tanque fuera de línea.

6.3. APLICACIÓN DE LAS DISTINTAS NORMATIVAS Y PRESCRIPCIONES TÉCNICAS EUROPEAS PARA LA DETERMINACIÓN DE UN VOLUMEN DE ALMACENAMIENTO EN LA CUENCA DE CANCELÓN

A continuación se van a aplicar las distintas normativas europeas para determinar el volumen de almacenamiento que sería necesario en la cuenca de Cancelón según cada una de ellas. Posteriormente se realizará un análisis comparativo.

6.3.1. Normativa alemana

Se parte de los siguientes datos:

- Cuenca:
 - Precipitación anual: $h_{Pr} = 1652 \text{ mm}$
 - Área conectada a la red de saneamiento y área impermeable: $A_{CA} = 80 \text{ ha}$ y $A_i = 44.8 \text{ ha}$
 - Tiempo de concentración: $t_f = 18 \text{ min}$
 - Grupo de pendiente media: $IG_m = 3$ ($p_m = 9.5 \%$)
 - Población: $I = 11390 \text{ hab}$
 - Consumo medio diario: $w_s = 175 \text{ L/hab.día}$
- Caudal:
 - Caudal medio de tiempo seco: $Q_{dw24} = 23.07 \text{ L/s}$
- Contaminación:
 - Concentración media de DQO: $c_{dw} = 382 \text{ mg/L}$

A partir de estos datos se calcula el valor del rebose permitido (e_o) en función de la concentración de contaminantes media en el rebose de alcantarillado unitario (c_{co}). La concentración de DQO que tiene el agua residual unitaria de los reboses se puede calcular aplicando la fórmula siguiente:

$$c_{co} = \frac{m \cdot c_r + c_d}{m + 1}$$

siendo:

m : la relación de mezcla media en el agua de rebose

c_r : la concentración media de DQO en el agua de escorrentía (mg/L)

c_d : la concentración teórica de dimensionamiento de DQO del agua residual de tiempo seco (mg/L)

La relación de mezcla se obtiene como el cociente:

$$m = \frac{Q_{ro} + Q_{rS24}}{Q_{dw24}}$$

siendo:

Q_{ro} : caudal de agua de escorrentía medio en la entrada de la estructura durante los reboses (L/s)

Q_{rS24} : caudal de agua de escorrentía de las áreas separativas (L/s)

Q_{dw24} : caudal de tiempo seco (L/s)

A su vez, el caudal de agua de escorrentía medio en la entrada de la estructura durante los reboses se puede estimar aplicando la siguiente formulación:

$$Q_{ro} = a_f \cdot (3.0 \cdot A_i + 3.2 \cdot Q_{r24})$$

siendo:

a_f : coeficiente que depende del tiempo de concentración

A_i : área impermeable (ha)

Q_{r24} : la parte del caudal de escorrentía que se conduce a la EDAR durante los reboses (L/s)

El coeficiente a_f se determina como:

$$a_f = 0.5 + \frac{50}{t_f + 100} \text{ si } t_f \leq 30$$

$$a_f = 0.885 \text{ si } t_f > 30$$

siendo:

t_f : tiempo de concentración (min)

Por lo tanto, en este caso, a_f toma el valor:

$$a_f = 0.5 + \frac{50}{18 + 100} = 0.924$$

La parte de la escorrentía que se conduce a la EDAR durante los reboses se puede calcular aplicando la siguiente fórmula:

$$Q_{r24} = Q_{cw} - Q_{dw24} - Q_{rS24}$$

donde:

Q_{cw} : el caudal residual unitario que se conduce a la EDAR (L/s)

Q_{rS24} : caudal de agua de escorrentía de las áreas separativas (L/s)

Q_{dw24} : caudal de tiempo seco (L/s)

La normativa alemana considera que el caudal que se debe conducir a la EDAR debe ser por lo menos el doble del valor del caudal punta. En la subcuenca de Cancelón el valor del coeficiente punta es de 1.28, según los datos de campo.

A su vez, y a falta de otros datos, el caudal de escorrentía de las áreas separativas se puede considerar igual al caudal residual de las mismas y obtenerlo aplicando la siguiente fórmula:

$$Q_{d24} = \frac{I \cdot w_s}{86400}$$

siendo:

I: población

w_s : consumo medio diario (dotación diaria)

$$Q_{rS24} = Q_{dS24} = \frac{1450 \cdot 175}{86400} = 2.94 \text{ L/s}$$

Para calcular la población de la zona con red separativa se ha considerado que la población está uniformemente repartida por toda la cuenca.

Sustituyendo todos los valores obtenidos en las expresiones anteriores se tiene:

$$Q_{r24} = 59.06 - 23.07 - 2.94 = 33.05 \text{ L/s}$$

$$Q_{ro} = 0.924 \cdot (3.0 \cdot 44.8 + 3.2 \cdot 33.05) = 221.91 \text{ L/s}$$

$$m = \frac{221.91 + 2.94}{23.07} = 9.75$$

El valor de la concentración media de DQO en las aguas de escorrentía, con las hipótesis de las que parte la norma alemana, es 107 mg/L y el valor de la concentración teórica de dimensionamiento de DQO en el agua residual de tiempo seco, en condiciones medias, es de 600 mg/L. Este último valor se puede corregir para tener en cuenta las condiciones locales aplicándole una serie de coeficientes:

$$c_d = 600 \cdot (a_p + a_h + a_a)$$

Influencia de una mayor contaminación (a_p)

Si la concentración media de DQO en tiempo seco es superior a 600 mg/L será necesario aumentar el volumen de almacenamiento. El coeficiente de corrección a_p refleja este aumento en la concentración de contaminación.

$$a_p = 1 \quad \text{para } c_{dw} \leq 600 \text{ mg/L}$$

$$a_p = \frac{c_{dw}}{600} \quad \text{para } c_{dw} > 600 \text{ mg/L}$$

siendo:

c_{dw} : la concentración media de DQO en el caudal de tiempo seco (mg/L)

En Cancelón la concentración media de DQO en el caudal de tiempo seco es de 382 mg/L por lo tanto $a_p = 1$.

Influencia de la precipitación anual (a_h)

Si la precipitación anual es superior/inferior a 800 mm aumenta/disminuye la duración de los reboses y la cantidad de agua residual que se vierte directamente al medio receptor. El coeficiente de corrección a_h refleja este aumento/disminución en la precipitación anual.

$$a_h = \frac{h_{pr}}{800} - 1 \quad \text{para } 600 \text{ mm} \leq h_{pr} \leq 1000 \text{ mm}$$

$$a_h = -0.25 \quad \text{para } h_{pr} < 600 \text{ mm}$$

$$a_h = +0.25 \quad \text{para } h_{pr} > 1000 \text{ mm}$$

siendo:

h_{pr} : precipitación anual local (mm)

En Cancelón la precipitación anual local es de 1652 mm por lo tanto $a_h = +0.25$.

Influencia de los depósitos de sedimento en la red (a_a)

Si en la red de alcantarillado se producen depósitos de sedimento en tiempo seco que se movilizan en tiempo de lluvia las aguas residuales en tiempo de lluvia estarán más contaminadas y cuando se produzcan reboses estos estarán también más contaminados. El coeficiente de corrección a_a refleja este aumento en la contaminación.

$$a_a = \left(\frac{24}{x_a} \right)^2 \cdot \frac{(2 - \tau)}{10}$$

donde x_a y τ se calculan como:

$$x_a = \frac{24 \cdot Q_{dw24}}{Q_{dwx}}$$

$$\tau = 430 \cdot q_{dw24}^{0.45} \cdot 0.001 \cdot [1 + 2 \cdot (IG_m - 1)]$$

siendo:

Q_{dw24} : caudal medio en tiempo seco (L/s)

Q_{dwx} : caudal punta en tiempo seco (L/s)

q_{dw24} : caudal específico de tiempo seco (L/s · ha)

IG_m: grupo de pendiente media

El caudal específico de tiempo seco es igual al cociente:

$$q_{dw24} = \frac{Q_{dw24}}{A_i}$$

siendo:

Q_{dw24}: caudal medio en tiempo seco (L/s)

A_i: área impermeable (ha)

Por lo tanto en la subcuenca de Cancelón

$$q_{dw24} = \frac{23.07}{44.8} = 0.515$$

$$x_a = \frac{24 \cdot 23.07}{29.53} = 18.75$$

$$\tau = 430 \cdot 0.515^{0.45} \cdot 0.001 \cdot [1 + 2 \cdot (3 - 1)] = 1.6$$

$$a_a = \left(\frac{24}{18.75} \right)^2 \cdot \frac{(2 - 1.6)}{10} = 0.066$$

Sustituyendo los valores de estos tres coeficientes en la ecuación de cálculo de c_d:

$$c_d = 600 \cdot (1 + 0.25 + 0.066) = 790 \text{ mg/L}$$

Una vez obtenidos los valores de m y c_d se puede calcular el valor de c_{co}:

$$c_{co} = \frac{9.75 \cdot 107 + 790}{9.75 + 1} = 170.54 \text{ mg/L}$$

La normativa alemana impone que el valor de la contaminación vertida al medio receptor a través de los reboses y de la EDAR debe ser inferior al que se habría vertido al medio receptor si el sistema fuese separativo. Esto se traduce en:

$$PL_o + PL_{tp} \leq PL_r$$

$$VQ_r \cdot e_o \cdot c_{co} + VQ_r \cdot (1 - e_o) \cdot c_{tp} \leq VQ_r \cdot c_r$$

siendo:

PL_o: carga de contaminación anual en las aguas de escorrentía vertidas por los reboses de alcantarillado unitario (kg)

PL_{tp}: carga de contaminación anual en las aguas de escorrentía vertidas por la EDAR (kg)

PL_r: carga de contaminación de la superficie lavada por el agua de lluvia (kg)

VQ_r: volumen medio anual de agua de lluvia (m³)

e_o: porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida

c_{co}: la concentración media de DQO en los reboses de alcantarillado unitario (mg/L)

c_r: la concentración media de DQO en el agua de escorrentía (mg/L)

c_{tp}: la concentración media de DQO en el efluente de la EDAR (mg/L)

A partir del balance anterior y sustituyendo los valores de c_r y c_{tp} se puede despejar el valor de rebose anual permitido e_o:

$$e_o = \frac{3700}{(c_{co} - 70)} \text{ en } \%$$

Sustituyendo el valor de c_{co}:

$$e_o = \frac{3700}{(170.53 - 70)} = 36.8 \%$$

El valor del volumen de almacenamiento específico es función del valor de rebose permitido y de la escorrentía media diaria.

Antes de calcular el volumen específico se debe comprobar que se cumplan las siguientes condiciones para que se pueda aplicar el método

$$25\% \leq e_o \leq 75\%$$

$$0.2 \leq q_r \leq 2.0$$

$$q_r \leq \frac{\left[\left(\frac{48}{X_a} - 1 \right) \cdot Q_{dw24} - Q_{rS24} \right]}{A_i}$$

siendo:

e_o: porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida (%)

A_i: área impermeable (ha)

q_r: caudal específico de agua de escorrentía (L/s· ha)

Q_{dw24}: caudal medio en tiempo seco (L/s)

Q_{rS24}: caudal de agua de escorrentías de las áreas separativas (L/s)

El caudal específico de agua de escorrentía es igual al cociente:

$$q_r = \frac{Q_r}{A_i}$$

siendo:

Q_r : caudal de agua de escorrentía (L/s)

A_i : área impermeable (ha)

Sustituyendo:

$$q_r = \frac{33.05}{44.8} = 0.74$$

Las dos primeras condiciones se cumplen ya que e_o vale 36.8 y q_r vale 0.74 y sustituyendo en la tercera:

$$q_r \leq \frac{\left[\left(\frac{48}{18.75} - 1 \right) \cdot 23.07 - 2.94 \right]}{44.8} = 0.74$$

Una vez verificadas se determinan H_1 y H_2 :

$$H_1 = \frac{4000 + 25 \cdot q_r}{0.551 + q_r}$$

$$H_2 = \frac{36.8 + 13.5 \cdot q_r}{0.5 + q_r}$$

siendo:

q_r : caudal específico de agua de escorrentía (L/s · ha)

Sustituyendo el valor de q_r :

$$H_1 = \frac{4000 + 25 \cdot 0.74}{0.551 + 0.74} = 3112.7$$

$$H_2 = \frac{36.8 + 13.5 \cdot 0.74}{0.5 + 0.74} = 37.7$$

Y se calcula el volumen de almacenamiento específico como:

$$V_s = \frac{H_1}{e_o + 6} - H_2$$

siendo:

e_o : porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida (%)

$$V_s = \frac{3112.7}{36.8 + 6} - 37.7 = 35.0$$

Por último se comprueba que el resultado obtenido satisfaga la siguiente condición:

$$3.60 + 3.84 \cdot q_r \leq V_s \leq 40$$

siendo:

q_r : caudal específico de agua de escorrentía (L/s· ha)

$$6.4 \leq V_s \leq 40$$

El volumen total de la infraestructura se calcula multiplicando el volumen de almacenamiento específico por el área impermeable de la cuenca.

$$V = V_s \cdot A_i$$

siendo:

V_s : volumen de almacenamiento específico (m³/ha)

A_i : área impermeable (ha)

$$V = 35.0 \cdot 44.8 = 1568 \text{ m}^3$$

Si en lugar de aplicar el c_r de la normativa alemana calculamos uno en la cuenca de Cancelón aplicando la siguiente ecuación:

$$c_r \cdot p_r + c_{dw} \cdot p_{dw} = CMS_{media}$$

siendo:

c_r : la concentración media de DQO en el agua de escorrentía (mg/L)

c_{dw} : la concentración media de DQO en el caudal de tiempo seco (mg/L)

p_r : porcentaje de agua de escorrentía en las aguas residuales de tiempo de lluvia

p_{dw} : porcentaje de agua residual de tiempo seco en las aguas residuales de tiempo de lluvia

CMS_{media} : concentración media de suceso media

$$c_r \cdot 0.716 + 382 \cdot 0.284 = 224$$

Despejando c_r :

$$c_r = 161 \text{ mg/L}$$

Recalculamos c_{co} :

$$c_{co} = \frac{m \cdot c_r + c_d}{m + 1}$$

siendo:

m : la relación de mezcla media en el agua de rebose

c_r : la concentración media de DQO en el agua de escorrentía (mg/L)

c_d : la concentración teórica de dimensionamiento de DQO del agua residual de tiempo seco (mg/L)

$$c_{co} = \frac{9.75 \cdot 161 + 790}{9.75 + 1} = 219.51 \text{ mg/L}$$

Utilizando de nuevo la ecuación de balance:

$$VQ_r \cdot e_o \cdot c_{co} + VQ_r \cdot (1 - e_o) \cdot c_{tp} \leq VQ_r \cdot c_r$$

siendo:

VQ_r : volumen medio anual de agua de lluvia (m^3)

e_o : porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida

c_{co} : la concentración media de DQO en los reboses de alcantarillado unitario (mg/L)

c_r : la concentración media de DQO en el agua de escorrentía (mg/L)

c_{tp} : la concentración media de DQO en el efluente de la EDAR (mg/L)

Despejando e_o y sustituyendo el valor de c_r por el valor corregido se obtiene:

$$e_o = \frac{9100}{(c_{co} - 70)} \text{ en } \%$$

$$e_o = \frac{9100}{(219.51 - 70)} = 60.87 \%$$

Se sigue cumpliendo la condición $25\% < e_o < 75\%$. El valor de q_r no varía y por lo tanto los valores de H_1 y H_2 calculados anteriormente sigue valiendo para este caso.

Sustituyendo este nuevo valor de porcentaje en:

$$V_s = \frac{H_1}{e_o + 6} - H_2$$

siendo:

e_o : porcentaje de la cantidad de agua residual unitaria vertida (%)

$$V_s = \frac{3112.7}{60.87 + 6} - 37.7 = 8.85$$

Por último se comprueba que el resultado obtenido satisfaga la condición:

$$3.60 + 3.84 \cdot q_r \leq V_s \leq 40$$

siendo:

q_r : caudal específico de agua de escorrentía (L/s· ha)

$$6.4 \leq V_s \leq 40$$

Multiplicando el valor del volumen específico por el área neta se obtiene el valor del volumen de almacenamiento total.

$$V = V_s \cdot A_i$$

siendo:

V_s : volumen de almacenamiento específico (m³/ha)

A_i : área impermeable (ha)

Por lo tanto:

| |
|---|
| $V = 8.84 \cdot 44.8 = 396 \text{ m}^3$ |
|---|

El volumen obtenido aplicando la corrección es menor ya que se ha partido de una concentración de contaminación superior a la supuesta en la normativa alemana.

6.3.2. Normativa española

Los criterios de la Confederación Hidrográfica del Norte (combinación de la normativa británica y de la alemana) se pueden resumir en:

- Conducir a la EDAR un caudal basado en la fórmula de Liverpool, del orden de 20 L/s por cada 1000 habitantes.
- Dimensionar el volumen de los tanques de tormenta de cada incorporación para una capacidad de almacenamiento de una lluvia tipo de 10 L/s.ha y una duración de 20 minutos.

Las características de la subcuenca de Cancelón son:

- Superficie total de la cuenca: $A_t = 80$ ha
- Porcentaje impermeable: 56%

- Superficie neta de la cuenca: $A_i = 44.8$ ha

Por lo tanto el volumen del depósito calculado aplicando esta metodología sería:

$$V = 10 \frac{\text{L}}{\text{s} \cdot \text{ha}} \cdot 20 \text{ min} \frac{60 \text{ s}}{1 \text{ min}} \cdot 44.8 \text{ ha} = 537600 \text{ L} = 537.6 \text{ m}^3$$

6.3.3. Normativa suiza

Para dimensionar un depósito siguiendo el método de la normativa suiza se parte de los siguientes datos:

- Área impermeable de la cuenca tributaria: $F_{\text{red}} = 44.8$ ha
- Caudal de tiempo seco: $Q_{\text{tw}} = 23.07$ L/s
- Tiempo de concentración: $t_{\text{FK}} = 18$ min

El volumen total del depósito se calcula con la ecuación:

$$I_{\text{TOT}} = i_{\text{TOT}} \cdot F_{\text{red}}$$

siendo:

i_{TOT} : volumen específico total (m^3/ha)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

A su vez el volumen específico total se calcula como:

$$i_{\text{TOT}} = \frac{U}{5} + \frac{20}{1+m}$$

siendo:

U : índice de sensibilidad

m : coeficiente de mezcla

Se adopta un valor del índice de sensibilidad de 40 al considerar que el medio receptor natural tiene una sensibilidad elevada.

Tabla 6-78. Índice de sensibilidad.

| Sensibilidad | Índice de sensibilidad (U) |
|--------------|----------------------------|
| Reducida | 20 |
| Media | 30 |
| Elevada | ≥ 40 |

El coeficiente de mezcla m se calcula a partir de la siguiente expresión:

$$m = \frac{Q_{an} - Q_{tw} - Q_f - Q_{ts}}{Q_{tw}}$$

siendo:

Q_{an} : caudal efectivo de salida hacia la EDAR cuando empieza a funcionar el aliviadero (L/s)

Q_{tw} : caudal de tiempo seco (L/s)

Q_f : caudal de infiltración (L/s)

A su vez el caudal efectivo de salida hacia la EDAR cuando empieza a funcionar el aliviadero se calcula como:

$$Q_{an} = r_{an} \cdot F_{red}$$

siendo:

r_{an} : lluvia efectiva (L/s.ha)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

Esta normativa define también un caudal crítico como:

$$Q_{crit} = r_{crit} \cdot F_{red}$$

siendo:

r_{crit} : lluvia crítica (L/s.ha)

F_{red} : área impermeable de la cuenca tributaria (ha)

La lluvia crítica se calcula a partir de la expresión:

$$r_{crit} = r_{15} \cdot \frac{45}{t_{FK} + 30}$$

siendo:

t_{FK} : tiempo de concentración (min)

$$r_{15} = U - i_{ZU} \geq \frac{U}{2}$$

siendo:

U : índice de sensibilidad

i_{ZU} : volumen específico de almacenamiento en la propia red (m³/ha)

Si se considera que la red no tiene capacidad de almacenamiento y que el medio receptor tiene una sensibilidad elevada:

$$r_{15} = 40 \geq \frac{40}{2}$$

Por lo tanto

$$r_{\text{crit}} = 40 \cdot \frac{45}{18 + 30} = 37.5 \text{ L/s} \cdot \text{ha}$$

$$Q_{\text{crit}} = 37.5 \cdot 44.8 = 1680 \text{ L/s}$$

El caudal efectivo de salida hacia la EDAR cuando empieza a funcionar el aliviadero debe satisfacer las dos condiciones siguientes:

- La regla de dilución tradicional

$$Q_{\text{an}} \geq 5 \cdot Q_{\text{tw}}$$

siendo:

Q_{tw} : caudal de tiempo seco (L/s)

- La condición de caudal crítico

$$Q_{\text{an}} \geq Q_{\text{crit}}$$

siendo:

Q_{crit} : caudal crítico (L/s)

Estas dos condiciones obligan a:

$$Q_{\text{an}} \geq 5 \cdot 23.07 = 115.35 \text{ L/s}$$

$$Q_{\text{an}} \geq 1680 \text{ L/s}$$

Por lo tanto:

$$Q_{\text{an}} = 1680 \text{ L/s}$$

$$m = \frac{1680 - 23.07}{23.07} = 71.82$$

Una vez conocido m se puede calcular el volumen específico y a partir de este el volumen total.

$$i_{\text{TOT}} = \frac{40}{5} + \frac{20}{1 + 71.82} = 8.27 \text{ m}^3/\text{ha}$$

$$I_{TOT} = 8.27 \cdot 44.8 = 370.5 \text{ m}^3$$

El valor resultante del volumen del depósito es coherente, sin embargo, el caudal a mandar a la EDAR que resulta parece poco razonable.

6.3.4. Normativa francesa

Para calcular el volumen de almacenamiento de un depósito siguiendo el método de la normativa francesa se parte de los siguientes datos:

- Superficie de la zona de influencia: $S = 80 \text{ ha}$
- Coeficiente de impermeabilización: 0.56
- Caudal de tiempo seco: $Q_{ts} = 23.07 \text{ L/s}$
- Tiempo de concentración: $t_c = 18 \text{ min}$

La fórmula de cálculo del volumen total del depósito de tormentas es la siguiente:

$$V = V_r \cdot C \cdot S \cdot aT$$

siendo:

V_r : volumen específico del depósito ($\text{m}^3/\text{ha neta}$)

C : coeficiente de impermeabilización

S : superficie de la zona de influencia de un aliviadero o depósito de tormenta (ha)

aT : factor adimensional ligado a tiempo de concentración

El volumen específico del depósito de tormentas se puede obtener a partir del ábaco que se presenta a continuación y en función del caudal disponible hacia la EDAR para distintas intensidades de lluvia crítica.

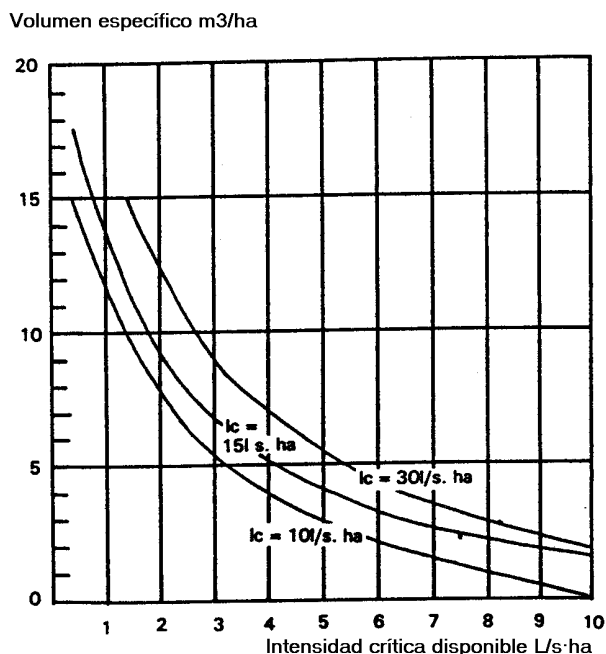


Figura 6-278. Ábaco para el cálculo del volumen específico en función de la intensidad crítica.

En este ábaco se entra con el valor de la intensidad crítica disponible, que es la parte de la intensidad crítica dentro del caudal que se dirige hacia la EDAR, y se calcula como:

$$I_{\text{cav}} = \frac{Q_{\text{ad}} - Q_{\text{ts}} - Q_{\text{cr}}^*}{C \cdot S}$$

siendo:

Q_{ad} : caudal admisible aguas abajo

Q_{ts} : caudal de tiempo seco

Q_{cr}^* : caudal proveniente de la estructura de control situada aguas arriba

C : coeficiente de impermeabilización

S : superficie de la zona de influencia de un aliviadero o depósito de tormenta

Sustituyendo en la expresión anterior:

$$I_{\text{cav}} = \frac{69.21 - 23.07}{0.56 \cdot 80} = 1.03 \text{ L/s} \cdot \text{ha}$$

Entrando en el ábaco que se presentaba anteriormente con este valor y para una lluvia crítica de 15 L/s.ha se obtiene un volumen de específico de 13.75 m³/ha.

Para obtener el factor adimensional para un tiempo de concentración de 18 minutos se puede interpolar entre los valores correspondientes a 15 y a 20 que aparecen en la siguiente tabla:

Tabla 6-79. Factor adimensional aT.

| Tiempo de concentración (min) | Factor adimensional aT |
|-------------------------------|------------------------|
| 10 | 1.25 |
| 15 | 1.48 |
| 20 | 1.63 |
| 25 | 1.74 |
| 30 | 1.82 |
| 35 | 1.88 |
| 40 | 1.93 |
| 50 | 2.02 |
| 60 | 2.06 |
| 80 | 2.12 |
| 100 | 2.17 |
| 120 | 2.20 |
| 180 | 2.25 |

Realizando una interpolación lineal se obtiene un valor de 1.57.

Sustituyendo los valores obtenidos en la ecuación del volumen se obtiene:

$$V = 13.75 \cdot 0.56 \cdot 80 \cdot 1.57 = 967.12 \text{ m}^3$$

6.3.5. Normativa holandesa

Para calcular el volumen de almacenamiento de un depósito siguiendo el método de la normativa holandesa se parte de los siguientes datos:

- Área de la cuenca: $A = 80 \text{ ha}$
- Coeficiente de impermeabilización: 0.56

La normativa holandesa exige un volumen específico mínimo de almacenamiento de $20 \text{ m}^3/\text{ha}$ neta, por lo que el volumen total de almacenamiento que le correspondería a la cuenca de Cancelón según esta normativa sería de:

$$V = 20 \cdot 0.56 \cdot 80 = 896 \text{ m}^3$$



CAPÍTULO 7: SÍNTESIS DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES

CAPÍTULO 7. SÍNTESIS DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES

ÍNDICE CAPÍTULO 7

| | | |
|------------|--|------|
| 7.1. | INTRODUCCIÓN..... | 7-3 |
| 7.2. | SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE CAMPO..... | 7-3 |
| 7.2.1. | Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de Cancelón | 7-3 |
| 7.2.1.1. | Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de Cancelón en tiempo seco..... | 7-3 |
| 7.2.1.1.1. | Contaminantes tradicionales | 7-3 |
| 7.2.1.1.2. | Metales pesados | 7-6 |
| 7.2.1.1.3. | Síntesis de resultados del análisis estadístico de contaminantes en tiempo seco..... | 7-10 |
| 7.2.1.2. | Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de Cancelón en tiempo de lluvia | 7-11 |
| 7.2.1.2.1. | Concentraciones máximas | 7-11 |
| 7.2.1.2.2. | CMS..... | 7-13 |
| 7.2.1.2.3. | Coeficientes de las curvas de movilización de masas | 7-17 |
| 7.2.1.2.4. | Tanto por uno de masa asociada a escorrentía..... | 7-20 |
| 7.2.1.2.5. | Cargas movilizadas por unidad de superficie | 7-20 |
| 7.2.1.2.6. | Equivalencia de los RAU de un año en días de vertido de una EDAR..... | 7-21 |
| 7.2.1.2.7. | Equivalencia del vertido de un suceso con rebose a habitantes equivalentes..... | 7-23 |
| 7.2.1.2.8. | Síntesis de resultados del análisis estadístico de contaminantes en tiempo de lluvia | 7-25 |
| 7.2.1.2.9. | Síntesis de resultados del análisis estadístico de los parámetros de los sucesos muestreados | 7-27 |
| 7.2.2. | Síntesis de resultados de la caracterización del depósito-aliviadero de la subcuenca de Cancelón | 7-33 |
| 7.2.2.1. | Síntesis de resultados de la caracterización del depósito-aliviadero en tiempo de lluvia..... | 7-33 |
| 7.3. | SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN | 7-36 |
| 7.3.1. | Síntesis de resultados de la modelización de la cuenca de Cancelón..... | 7-36 |
| 7.3.1.1. | Modelización de la hidráulica | 7-36 |
| 7.3.1.2. | Modelización de la contaminación..... | 7-39 |
| 7.3.2. | Síntesis de resultados de la modelización del depósito-aliviadero de la subcuenca de Cancelón | 7-42 |
| 7.3.2.1. | Síntesis de resultados de la modelización en continuo | 7-42 |
| 7.3.2.2. | Síntesis de resultados de la modelización de un suceso sintético..... | 7-48 |
| 7.4. | COMPARACIÓN DE LAS DISTINTAS NORMATIVAS EUROPEAS PARA LA DETERMINACIÓN DE UN VOLUMEN DE ALMACENAMIENTO EN LA CUENCA DE CANCELÓN..... | 7-50 |
| 7.5. | CONCLUSIONES..... | 7-51 |

CAPÍTULO 7. SÍNTESIS DE RESULTADOS Y CONCLUSIONES

7.1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se presentan una síntesis de los resultados obtenidos y las conclusiones de los diferentes aspectos estudiados en la subcuenca y en el depósito-aliviadero de Cancelón. Algunas de estas conclusiones se refieren a aspectos particulares de la subcuenca estudiada pero otras son perfectamente extrapolables y pueden servir de referencia para el correcto dimensionamiento de un sistema de control y tratamiento de reboses.

7.2. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DE CAMPO

7.2.1. Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de Cancelón

Se presentan de forma independiente la síntesis de resultados de la caracterización de tiempo seco y la de tiempo de lluvia, para finalmente comparar ambas.

7.2.1.1. Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de Cancelón en tiempo seco

7.2.1.1.1. Contaminantes tradicionales

En el capítulo 6 se mostraban las curvas características de tiempo seco de todos los contaminantes obtenidas como resultado de promediar los cuatro días caracterizados. Observando los resultados obtenidos se concluye lo siguiente:

- Los sólidos en suspensión presentan su punta más destacada hacia las tres de la tarde.
- Las formas de nitrógeno tienen sus puntas por la mañana aunque también se aprecia una punta de NTK hacia las tres de la tarde asociada a materia orgánica particulada.
- El pH es más sensible a los compuestos nitrogenados y, por lo tanto, presenta una punta por la mañana.
- El fósforo total presenta dos puntas, una por la mañana y otra, más importante, a primera hora de la tarde, mientras que el fósforo disuelto sólo presenta una punta por la tarde.
- Los contaminantes asociados a materia orgánica tienen su punta por la tarde y va asociada a valores altos de sólidos en suspensión.
- La punta de DQO es por la tarde y va asociada a valores altos de DQO sedimentable, que supera únicamente en este intervalo el valor de la DQO no sedimentable.

- La presencia de materia orgánica a primera hora de la tarde queda reflejada también con una punta de carbono orgánico en esas horas.

A continuación, a modo de ejemplo, se presentan los polutogramas de tiempo seco obtenidos para sólidos en suspensión, compuestos nitrogenados y demandas de oxígeno.

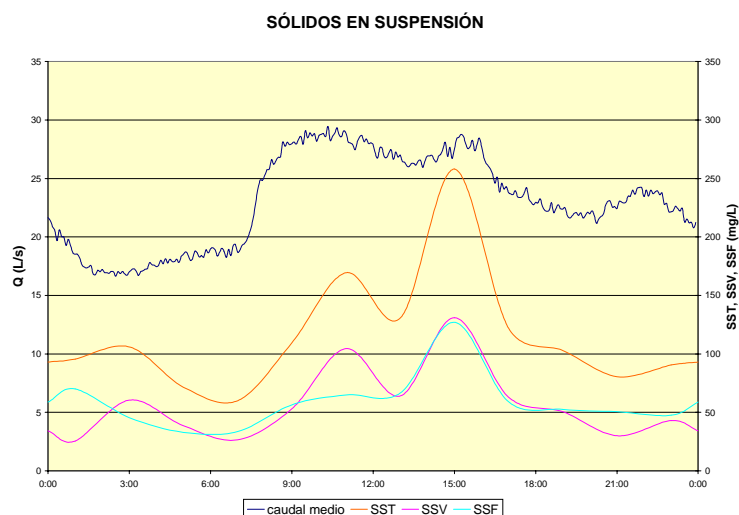


Figura 7-1. Polutogramas de sólidos en suspensión.

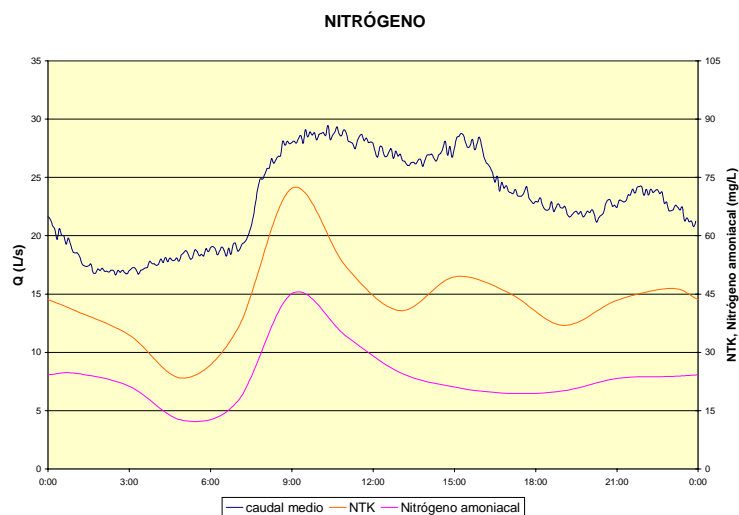


Figura 7-2. Polutogramas de nitrógeno.

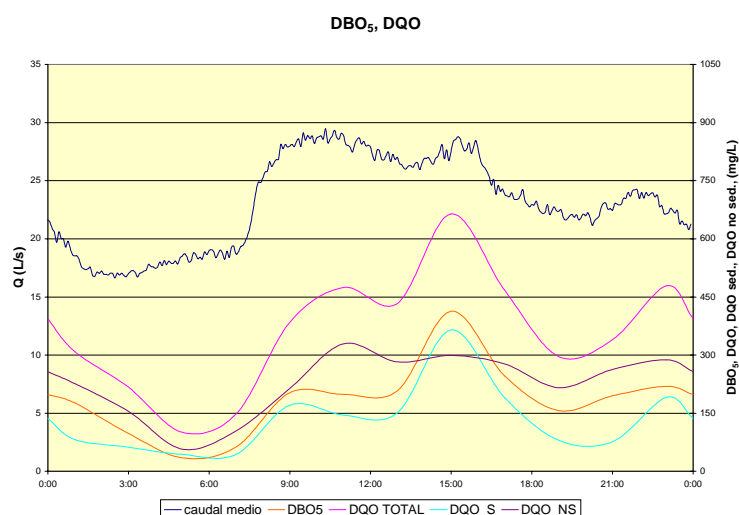


Figura 7-3. Polutogramas de DBO₅ y DQO.

Como se puede observar, no es lo mismo que una lluvia se produzca por la noche, por la mañana o a primera hora de la tarde. El aporte de contaminación por flujo base va a ser diferente. Este aspecto no va a tener apenas influencia en contaminantes tales como DQO, DBO₅ o metales pesados, pero si va a tenerla en lo referente a nutrientes.

Como resumen de los resultados obtenidos en la subcuenca de Cancelón en tiempo seco se muestra a continuación una tabla con los coeficientes característicos y las concentraciones medias ponderadas a caudal (en el caso del pH, conductividad y turbidez simplemente el valor medio) del día medio. En esta tabla también se establece una comparación con los valores de referencia de composición típica de agua residual domestica bruta (Metcalf-Eddy; 1985) que se mostraban en el capítulo anterior (tabla 6-5).

Tabla 7-1. Coeficientes característicos y medias ponderadas a caudal de los contaminantes tradicionales.

| Contaminante | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos | Medias ponderadas a caudal | Tipo de agua residual |
|------------------------------------|-------------------|------------------------|----------------------------|-----------------------|
| pH | 1.12 | 0.93 | 7.3* | - |
| Conductividad ($\mu\text{S/cm}$) | 1.23 | 0.65 | 558* | - |
| Turbidez (NTU) | 2.00 | 0.13 | 149.5* | - |
| ST (mg/L) | 1.56 | 0.70 | 399 | Concentración débil |
| SV (mg/L) | 1.53 | 0.76 | 160 | Concentración débil |
| SF (mg/L) | 1.58 | 0.58 | 239 | Concentración débil |
| SDT (mg/L) | 1.27 | 0.74 | 275 | Concentración débil |
| SDV (mg/L) | 1.21 | 0.86 | 98 | Concentración débil |
| SDF (mg/L) | 1.38 | 0.59 | 177 | Concentración débil |
| SST (mg/L) | 2.22 | 0.52 | 124 | Concentración débil |
| SSV (mg/L) | 2.28 | 0.44 | 61 | Concentración débil |
| SSF (mg/L) | 2.16 | 0.56 | 62 | Concentración media |
| Sólidos sedimentables (mL/L) | 1.69 | 0.17 | 11 | Concentración media |
| CT (ud/100 mL) | 2.04 | 0.29 | 3.2E+07 | - |
| CF (ud/100 mL) | 2.69 | 0.21 | 1.8E+06 | - |
| NTK (mg/L) | 1.66 | 0.54 | 45.0 | Concentración media |
| Nitrógeno amoniacal (mg/L) | 1.88 | 0.52 | 24.9 | Concentración media |
| Fósforo total (mg/L) | 1.74 | 0.33 | 6.1 | Concentración media |
| Fósforo disuelto (mg/L) | 1.94 | 0.46 | 3.7 | - |
| DBO ₅ (mg/L) | 2.24 | 0.19 | 196 | Concentración media |
| DQO total (mg/L) | 1.85 | 0.28 | 382 | Concentración media |
| DQO no sedimentable (mg/L) | 1.46 | 0.25 | 236 | - |
| DQO sedimentable (mg/L) | 2.74 | 0.33 | 145 | - |
| Carbono total (mg/L) | 1.53 | 0.40 | 69.7 | - |
| Carbono inorgánico (mg/L) | 1.48 | 0.51 | 38.7 | - |
| Carbono orgánico (mg/L) | 2.07 | 0.27 | 31.0 | Concentración débil |

*Valor medio

Se concluye, por lo tanto, que el agua residual de la subcuenca de Cancelón presenta una contaminación de tipo media-débil. Esto se debe en gran parte a los elevados caudales de infiltración que tiene la red, que suponen del orden de un 50% del caudal total en verano y un 70% del caudal en invierno.

De la tabla 7-1 se deduce lo siguiente:

- El cociente DQO/DBO₅ de las medias ponderadas a caudal vale 1.95, lo que significa que es un agua biodegradable.
- El cociente entre nitrógeno amoniacal y NTK vale 0.55, que está dentro del rango de los valores típicos de las aguas residuales de tiempo seco.
- El 38% de la DQO es sedimentable.
- Del orden del 50% de los sólidos en suspensión son volátiles.

7.2.1.1.2. Metales pesados

En el capítulo 6 se mostraban las curvas características de tiempo seco de los metales estudiados obtenidas como resultado de promediar los cuatro días caracterizados. Observando los resultados obtenidos se concluye lo siguiente:

- La principal punta de concentración de los metales se produce entre las 13:00 y las 17:00.

- El cobre, zinc y plomo presentan también una punta importante (fundamentalmente en forma particulada) por la mañana; probablemente debida a que en ese intervalo de tiempo el pH es elevado lo que favorece la precipitación y la adsorción de los mismos por las partículas.
- El manganeso disuelto presenta un cierto acceso nocturno que podría tener su origen en las aguas de infiltración, que han atravesado los suelos de carácter granítico antes de infiltrarse en la red de saneamiento. En esos momentos la aportación de aguas residuales es mínima por lo que no “diluyen” el agua de infiltración. El manganeso total presenta otra punta hacia las tres de la tarde que sí tendría origen humano.

A continuación, a modo de ejemplo, se presentan los polutogramas de tiempo seco obtenidos para el manganeso, cobre, zinc y plomo.

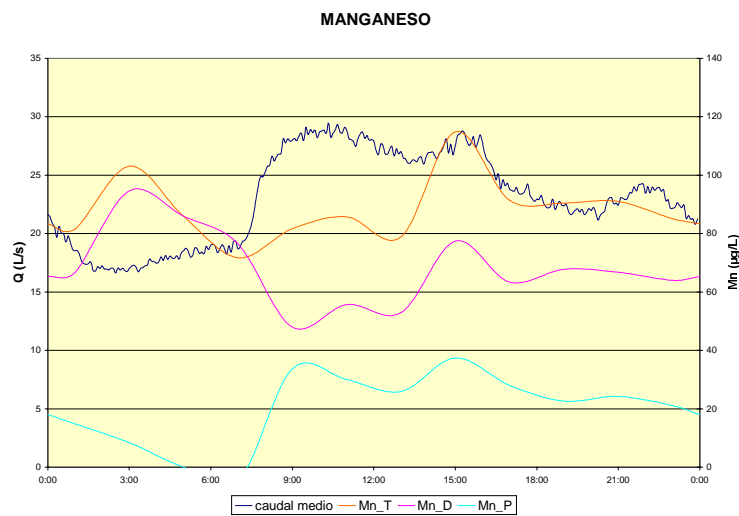


Figura 7-4. Polutogramas de manganeso.

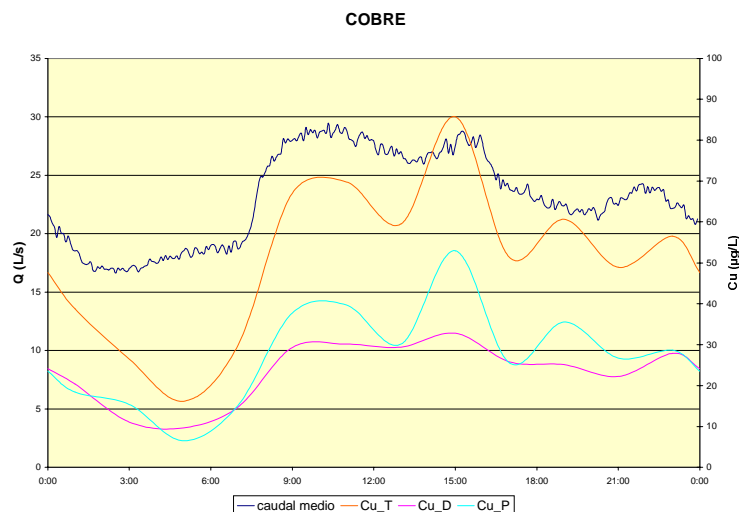


Figura 7-5. Polutogramas de cobre.

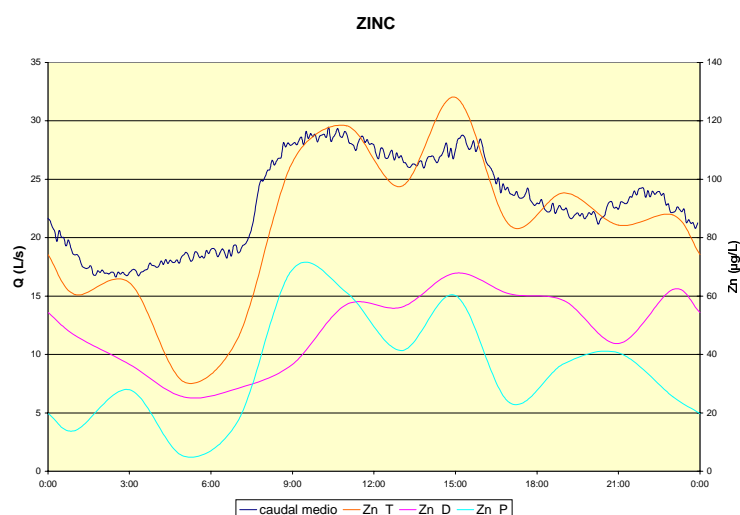


Figura 7-6. Polutogramas de zinc.

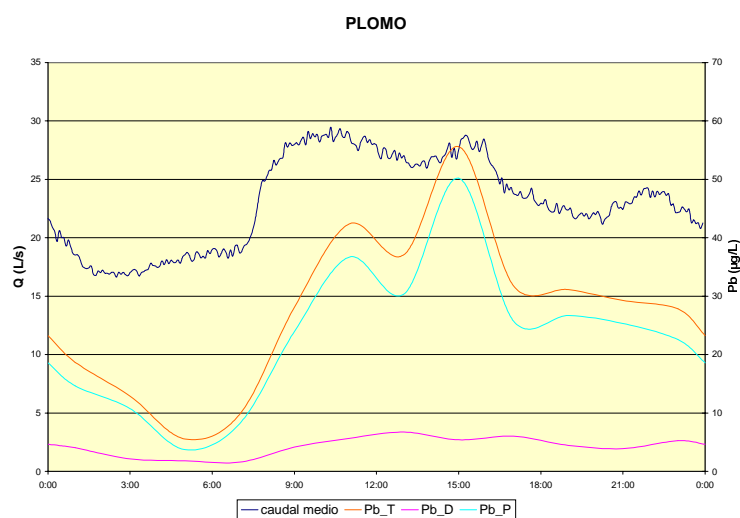


Figura 7-7. Polutogramas de plomo.

Del mismo modo que se hacía con los contaminantes tradicionales se presenta a continuación una tabla con los coeficientes característicos y las concentraciones medias ponderadas a caudal del día medio. En esta tabla también se comparan los valores que se han obtenido con valores típicos de aguas residuales domésticas (Henze, M.; 1995) utilizando la tabla 6-11.

Tabla 7-2. Coeficientes característicos y medias ponderadas a caudal de metales.

| Contaminante | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos | Medias ponderadas a caudal (µg/L) | Tipo de agua residual |
|----------------|-------------------|------------------------|-----------------------------------|-----------------------|
| Al total | 2.53 | 0.19 | 1460.91 | Concentrada |
| Al disuelto | 1.70 | 0.54 | 77.48 | - |
| Al particulado | 2.58 | 0.17 | 1383.42 | - |
| Cr total | - | - | <15 | Diluida |
| Cr disuelto | - | - | - | - |
| Cr particulado | - | - | - | - |
| Mn total | 1.30 | 0.81 | 89.02 | Moderada |
| Mn disuelto | 1.39 | 0.70 | 66.52 | - |
| Mn particulado | 1.86 | ** | 22.49 | - |
| Fe total | 3.14 | 0.22 | 637.01 | Diluida |
| Fe disuelto | 2.33 | 0.54 | 68.95 | - |
| Fe particulado | 3.25 | 0.18 | 568.06 | - |
| Ni total | 1.70 | 0.58 | 4.03 | Muy diluida |
| Ni disuelto | 1.47 | 0.69 | 2.19 | - |
| Ni particulado | 2.00 | 0.24 | 1.84 | - |
| Cu total | 1.68 | 0.32 | 54.10 | Diluida |
| Cu disuelto | 1.41 | 0.42 | 24.41 | - |
| Cu particulado | 1.91 | 0.24 | 29.70 | - |
| Zn total | 1.53 | 0.37 | 88.41 | Muy diluida |
| Zn disuelto | 1.40 | 0.53 | 49.90 | - |
| Zn particulado | 1.96 | 0.15 | 38.51 | - |
| As total | - | - | <17 | - |
| As disuelto | 1.24 | 0.78 | 2.13 | - |
| As particulado | - | - | - | - |
| Cd total | - | - | <1 | Muy diluida |
| Cd disuelto | - | - | - | - |
| Cd particulado | - | - | - | - |
| Pb total | 2.02 | 0.20 | 29.77 | Diluida |
| Pb disuelto | 1.57 | 0.37 | 4.50 | - |
| Pb particulado | 2.16 | 0.16 | 25.27 | - |
| Hg total | - | - | <1 | Muy diluida |
| Hg disuelto | - | - | - | - |
| Hg particulado | - | - | - | - |

Se puede concluir que el agua residual caracterizada tiene, en general, poca contaminación metálica, con excepción del aluminio y manganeso. Las altas concentraciones de aluminio y manganeso pueden provenir de las aguas naturales de infiltración que antes de introducirse en la red atraviesan suelos de origen granítico, mineral muy abundante en esta zona. Se podría definir el tipo de agua residual de la subcuenca como de concentración diluida o muy diluida respecto a los metales pesados.

Los valores de concentraciones de metales presentados están por debajo de los que provocarían toxicidad o inhibición en los procesos biológicos.

En la siguiente figura se representa el porcentaje de metal que se le puede asignar a las fracciones disuelta y particulada.

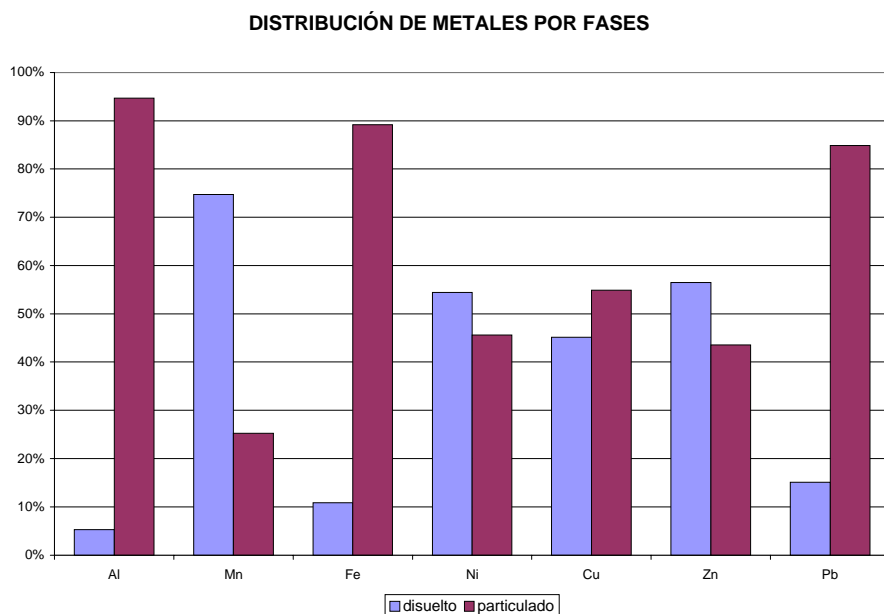


Figura 7-8. Distribución de metales por fases.

A partir de la gráfica anterior se concluye que:

- La mayor parte del aluminio, hierro y plomo está presente en forma particulada (sólo el 5.3%, el 10.8% y el 15.1%, respectivamente, están en forma disuelta).
- La mayor parte del manganeso se presenta en forma disuelta (el 74.7%).
- En el resto de metales analizados el reparto es más equitativo.

7.2.1.1.3. Síntesis de resultados del análisis estadístico de contaminantes en tiempo seco

Del análisis estadístico de contaminantes en tiempo seco se pueden destacar lo siguientes:

- Los sólidos correlacionan bien con los metales; en particular, la fracción fija de los sólidos correlaciona con el aluminio y el plomo.
- Los sólidos sedimentables correlacionan bien con los constituyentes nitrogenados, mejor con el NTK. Además, están correlacionados con el cobre, zinc y plomo; con las fracciones particuladas del zinc y del plomo presenta coeficientes de correlación algo superiores.
- El NTK y el nitrógeno amoniacal correlacionan con la fracción particulada del zinc y el NTK, además, con el cobre.
- La DQO y el carbono total están altamente correlacionados.
- La DQO presenta correlación con el aluminio, cobre, zinc y plomo.

- El carbono total está correlacionado con el aluminio, cobre, zinc y plomo. También correlaciona con la fracción disuelta de níquel.
- Existen buenas correlaciones entre las fracciones totales de los distintos metales, a excepción del manganeso, que no correlaciona con ninguno de los otros metales.
- Las fracciones particuladas de los metales analizados, incluido el manganeso, presentan buenas correlaciones entre ellas. Destaca la correlación del plomo particulado con el aluminio particulado y con el cobre particulado.
- El manganeso en fase disuelta presenta un comportamiento “anómalo”. Si se analizan los coeficientes de correlación se aprecia que tienen signo negativo, es decir, el manganeso disuelto disminuye cuando el resto de contaminantes aumenta. Este comportamiento deja claro su origen natural, ya comentado en apartados anteriores.

7.2.1.2. Síntesis de resultados de la caracterización de las aguas residuales de la subcuenca de Cancelón en tiempo de lluvia

Para hacer el análisis de los resultados obtenidos en la cuenca de Cancelón de Santiago de Compostela en tiempo de lluvia se van a comparar con los que se obtuvieron en otras cinco cuencas de distintas ciudades españolas, durante el desarrollo del PROMEDSU.

7.2.1.2.1. Concentraciones máximas

En la tabla 7-3 se comparan los valores máximos de las concentraciones máximas medidas en la cuenca de Santiago con los medidos en las cinco cuencas estudiadas en el PROMEDSU.

Tabla 7-3. *Comparación de valores máximos de concentraciones máximas instantáneas obtenidos en la cuenca piloto de Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU.*

| Concentraciones máximas (mg/L) | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA | Santiago |
|---------------------------------------|---------|--------|-----------|---------|----------|---------|--------|----------|
| DQO | 3260.0 | 2383.6 | 2333.0 | 14200.0 | 967.3 | 14200.0 | 4273.5 | 2497.0 |
| DBO ₅ | 1150.0 | 1624.8 | | 7200.0 | 505.0 | 7200.0 | 2248.0 | 760.0 |
| COT | 102.5 | 280.0 | 165.6 | 99.8 | 97.1 | 280.0 | 146.0 | 131.0 |
| NTK | 109.5 | 114.7 | 103.0 | 93.1 | 99.8 | 114.7 | 103.9 | 103.0 |
| N-NH ₄ ⁺ | 76.4 | 66.5 | 27.7 | 29.4 | 27.6 | 76.4 | 42.9 | 29.6 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 11.1 | 18.5 | 88.9 | 34.8 | 8.8 | 88.9 | 31.1 | 24.4 |
| SST | 3393.8 | 2773.3 | 2893.0 | 3255.2 | 1166.7 | 3393.8 | 2755.7 | 3052.0 |
| SSV | 2623.1 | 1953.3 | | 1875.9 | 747.6 | 2623.1 | 1801.2 | 1806.0 |
| SDT | 880.0 | 3000.0 | 23967.0 | 13572.0 | 2924.0 | 23967.0 | 7459.2 | 412.0 |
| SDV | 640.0 | 2680.0 | | 13488.0 | 684.0 | 13488.0 | 3540.8 | 212.0 |
| ST | 4273.8 | 3401.6 | 24287.2 | 13833.0 | 3007.2 | 24287.2 | 8711.1 | 3464.0 |
| Turbidez (NTU) | 465.0 | 548.0 | | 398.0 | 464.0 | 2856.5 | 946.3 | 2856.5 |
| Conductividad (mS/cm) | 1.2 | 1.5 | 29.3 | 1.2 | 2.0 | 29.3 | 6.1 | 1.3 |
| Temperatura (°C) | 25.0 | 21.8 | 26.5 | 23.2 | 25.5 | 26.5 | 23.5 | 18.9 |
| pH | 9.9 | 9.8 | 8.6 | 8.7 | 8.9 | 9.9 | 9.0 | 8.1 |
| Cu (dis) | 0.084 | 0.141 | | 0.084 | 0.024 | 0.141 | 0.074 | 0.038 |
| Zn (dis) | 1.062 | 0.813 | | 3.310 | 0.276 | 3.310 | 1.137 | 0.223 |
| Pb (dis) | 0.754 | 0.310 | | 0.264 | 0.100 | 0.754 | 0.287 | 0.007 |

Sobre esta tabla se pueden hacer las siguiente observaciones:

- La DQO y DBO₅ medidas en Santiago son del orden de la mitad de la media registrada en las seis ciudades, mientras que el valor máximo de COT registrado se acerca bastante a esta media.
- La concentración máxima de sólidos en suspensión y la turbidez máxima registrados en Santiago son mayores que la media, aunque en el mismo orden de magnitud.
- Los sólidos disueltos presentan una gran variabilidad en las cuencas analizadas y, por lo tanto, también los sólidos totales.
- El pH máximo registrado durante los sucesos muestreados en Santiago es el mínimo de los registrados en las seis ciudades.
- En cuanto a los constituyentes orgánicos no metálicos, se puede comentar que el NTK máximo de Santiago se acerca mucho a la media, mientras que el nitrógeno amoniacal y el fósforo total están un poco por debajo.
- Los valores máximos de las concentraciones máximas de metales disueltos en Santiago son inferiores a los registrados en el resto de cuencas.

Se puede concluir, por lo tanto, que las características de la cuenca y el régimen de lluvias dan como resultado valores “bajos” de concentraciones máximas de contaminantes, a excepción de los sólidos en suspensión totales y el NTK, en donde los valores son muy parecidos. Aun así, estos valores están muy por encima de los valores punta diarios y medios de tiempo seco.

En la tabla 6-18 del capítulo anterior se mostraban los valores de las concentraciones máximas de los contaminantes tradicionales para los trece sucesos muestreados en la cuenca de Canelón. A partir de estos valores de concentraciones máximas se pueden calcular una serie de relaciones de interés que se muestran en la siguiente tabla. Hay que tener en cuenta que las concentraciones máximas de todos los contaminantes no tienen porqué coincidir en el mismo momento; sin embargo suelen producirse al principio del suceso, cuando se moviliza la mayor parte de la masa contaminante.

Tabla 7-4. Relaciones de interés entre concentraciones máximas de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados.

| | CONCENTRACIONES MÁXIMAS | | | | | | | | | | | | | | TIEMPO SECO |
|----------------------------|-------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|-------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 | MEDIA | |
| DQO total/DBO ₅ | 2.43 | 3.22 | 1.98 | 2.07 | 2.34 | - | 3.29 | 3.25 | 3.29 | 3.85 | 4.31 | 2.51 | 1.90 | 2.87 | 1.95 |
| Nitrógeno amoniacal/NTK | - | 0.48 | 0.53 | 0.48 | 0.40 | 0.39 | 0.21 | 0.42 | 0.12 | 0.44 | 0.18 | 0.19 | 0.10 | 0.33 | 0.55 |
| %DQO sed/DQO total | 71% | 79% | 61% | 59% | 58% | 76% | 95% | 46% | 77% | 69% | 78% | 68% | 58% | 69% | 38% |
| %SSV/SST | 62% | 68% | 63% | 68% | 67% | 65% | 59% | 13% | 41% | 27% | 23% | 48% | 72% | 52% | 49% |

Si se comparan estos valores con los valores de estas mismas relaciones para tiempo seco se observa lo siguiente:

- Las aguas residuales de tiempo de lluvia son menos biodegradables que las de tiempo seco. Se llega a valores de la relación DQO/DBO₅ de 4.3.
- La proporción de nitrógeno amoniacal disminuye en todos los sucesos si se compara con el valor en tiempo seco. Los valores del cociente nitrógeno amoniacal/NTK en tiempo de lluvia oscilan entre 0.1 y 0.53.
- En las aguas residuales de tiempo de lluvia aumenta el porcentaje de DQO sedimentable de forma muy significativa. En algunos casos llega a suponer el 95% de la DQO.
- El porcentaje de SSV varía mucho de unos sucesos a otros, aunque en la mayor parte de los casos es algo mayor que el porcentaje de SSV de tiempo seco. Generalmente aumenta el porcentaje de SSV al aumentar el tiempo seco precedente. Esto puede deberse a que al aumentar el tiempo seco precedente aumentan los sedimentos de origen orgánico en la red que serán, después, resuspendidos por el suceso.

En la tabla 6-19 del capítulo anterior se mostraban tabulados los valores de las concentraciones máximas de los metales analizados para los cuatro sucesos muestreados en la cuenca de Cancelón en los que se hicieron estas determinaciones. Si se comparan estos valores con los valores umbrales de concentración de metales que inhiben los procesos de fangos activos (tabla 3-13) se deduce que hay concentraciones de plomo, zinc y aluminio que podrían inhibir la eliminación de materia carbonosa y concentraciones de zinc y cobre que podrían inhibir la nitrificación, problema que no se producía en tiempo seco.

7.2.1.2.2.CMS

Las CMS de la mayoría de los contaminantes medidos en Santiago presentan valores bajos, si se comparan con los obtenidos en las cuencas estudiadas en el PROMEDSU.

Tabla 7-5. Comparación de valores medios de las CMS obtenidos en la cuenca piloto de Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU.

| CMS (mg/L) | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA | Santiago |
|---------------------------------------|---------|--------|-----------|---------|----------|--------|--------|----------|
| DQO | 833.7 | 679.8 | 455.8 | 1003.6 | 293.2 | 1003.6 | 581.7 | 224.0 |
| DBO ₅ | 388.8 | 384.3 | | 344.1 | 166.2 | 388.8 | 270.3 | 68.0 |
| COT | 35.0 | 53.2 | 37.0 | 29.3 | 34.9 | 53.2 | 35.6 | 23.9 |
| NTK | 46.4 | 38.0 | 20.1 | 22.5 | 40.5 | 46.4 | 31.7 | 22.7 |
| N-NH ₄ ⁺ | 22.0 | 19.0 | 7.4 | 8.6 | 13.8 | 22.0 | 12.3 | 2.7 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 4.9 | 7.5 | 9.7 | 9.1 | 6.2 | 9.7 | 7.0 | 4.6 |
| SST | 733.4 | 597.3 | 579.8 | 562.2 | 229.4 | 733.4 | 505.0 | 328.0 |
| SSV | 486.7 | 353.3 | | 300.5 | 134.3 | 486.7 | 282.8 | 139.0 |
| SDT | 324.9 | 361.7 | 2249.9 | 499.4 | 964.4 | 2249.9 | 752.6 | 115.0 |
| SDV | 131.6 | 173.0 | | 326.0 | 279.1 | 326.0 | 190.3 | 42.0 |
| ST | 1058.3 | 959.0 | 2829.7 | 1061.6 | 1193.8 | 2829.7 | 1257.4 | 442.0 |
| Cu (dis) | 0.03 | 0.05 | | 0.02 | 0.02 | 0.05 | 0.03 | 0.01 |
| Zn (dis) | 0.38 | 0.32 | | 0.83 | 0.16 | 0.83 | 0.35 | 0.04 |
| Pb (dis) | 0.38 | 0.10 | | 0.08 | 0.04 | 0.38 | 0.12 | 0.00 |

De los resultados mostrados en la tabla anterior cabe destacar:

- Los componentes orgánicos presentan unas concentraciones muy inferiores a las obtenidas en las cuencas del PROMEDSU. Destaca la CMS de DBO₅ de Santiago, que apenas supone la cuarta parte de la media de las seis ciudades.
- Las concentraciones de sólidos también están por debajo de la media, especialmente las de la fracción disuelta.
- Los constituyentes inorgánicos no metálicos y metálicos también presentan en Santiago los valores más bajos, si se comparan con los de las otras cinco cuencas.
- Los sólidos en suspensión y el NTK, de Santiago, que en concentraciones máximas presentaban valores similares a los del resto de cuencas, ahora, sin embargo, son más bajos, del orden de dos tercios.

Se puede concluir, por lo tanto, que las características de la cuenca y el régimen de lluvias dan como resultado valores “bajos” de concentraciones medias de suceso. A esta misma conclusión se llega si se comparan los valores de las CMS de Santiago con los que se presentaban en la tabla 3-10, de valores encontrados en la bibliografía de concentraciones en los reboses de redes unitarias. Así, al realizar la comparación se concluye:

- El valor de la CMS de SST de Santiago (328 mg/L) está dentro de la mayoría de los rangos mostrados en la tabla 3-10 (supera ligeramente el límite superior del intervalo de Holanda) y dentro de los mismos se puede decir que es un valor intermedio.
- El valor de la CMS de DBO₅ de Santiago (68 mg/L) se encuentra dentro de todos los rangos que aparecían en la tabla 3-10 aunque se acerca más a los límites inferiores.

- El valor de la CMS de DQO de Santiago (224 mg/L) está por debajo de la mayoría de los límites inferiores mostrados en la tabla 3-10.
- El valor de la CMS de NTK de Santiago (22.7 mg/L) está dentro de la mayoría de los rangos mostrados en la tabla 3-10 pero su valor se aproxima a los límites superiores. Sin embargo el valor de la CMS de nitrógeno amoniacal (2.7 mg/L), que está dentro de los rangos que aparecen en dicha tabla, se aproxima más a los límites inferiores.
- Los rangos de variación de las CMS de fósforo total presentan una gran variabilidad y el valor de la CMS de fósforo total de Santiago está dentro de la mitad de ellos.
- Los valores de las CMS de zinc y plomo de Santiago están por debajo de la mayoría de los límites inferiores de la tabla 3-10.

Las CMS medidas en Santiago, en general, son bajas en comparación con los valores de la bibliografía. De nuevo hay que hacer constar las características especiales de la cuenca (semi-urbana y fuerte infiltración).

En la tabla 6-20 del capítulo anterior se mostraban los valores de las concentraciones medias de suceso de los contaminantes tradicionales para los trece sucesos muestreados en la cuenca de Cancelón. A partir de estos valores de concentraciones medias de suceso se pueden calcular una serie de relaciones de interés que se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 7-6. Relaciones de interés entre CMS de contaminantes tradicionales en los sucesos muestreados.

| | CMS | | | | | | | | | | | | | | TIEMPO SECO |
|----------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|-------------|
| | SUC_020405 | SUC_020417 | SUC_020504 | SUC_020517 | SUC_020607 | SUC_020712 | SUC_021008 | SUC_021022 | SUC_021024 | SUC_021027 | SUC_021102 | SUC_021110 | SUC_030218 | MEDIA | |
| DQO total/DBO ₅ | 2.39 | 2.91 | 3.17 | 2.89 | 2.44 | - | 4.16 | 2.82 | 3.04 | 4.73 | 5.10 | 2.54 | 2.64 | 3.24 | 1.95 |
| Nitrógeno amoniacal/NTK | - | 0.12 | 0.11 | 0.09 | 0.11 | 0.24 | 0.04 | 0.15 | 0.06 | 0.12 | 0.05 | 0.13 | 0.06 | 0.11 | 0.55 |
| %DQO sed/DQO total | 49% | 76% | 70% | 30% | 53% | 64% | 88% | 28% | 74% | 63% | 76% | 50% | 56% | 60% | 38% |
| %SSV/SST | 59% | 67% | 53% | 36% | 42% | 52% | 27% | 19% | 31% | 55% | 31% | 44% | 55% | 44% | 49% |

Se repiten las tendencias ya comentadas en el apartado anterior: las aguas residuales de tiempo de lluvia son menos biodegradables, la proporción de nitrógeno amoniacal es muchísimo menor, aumenta el porcentaje de DQO sedimentable y la proporción de sólidos en suspensión volátiles varía según el tiempo seco precedente.

Se pueden comparar los valores medios de las concentraciones medias de sucesos con la concentración media de tiempo seco en la cuenca de Cancelón, con el fin de averiguar qué contaminantes presentan fenómeno de dilución en tiempo de lluvia y en cuáles las concentraciones en tiempo de lluvia son mayores que en tiempo seco.

Tabla 7-7. Comparación de la media de las concentraciones medias de suceso con la concentración media de tiempo seco de los contaminantes tradicionales en la cuenca de Cancelón.

| | CMS_{media}(mg/L) | CMTS(mg/L) | CMS_{media}/CMTS |
|--|----------------------------------|-------------------|---------------------------------|
| ST | 442 | 399 | 1.1 |
| SV | 180 | 160 | 1.1 |
| SF | 262 | 239 | 1.1 |
| SDT | 115 | 275 | 0.4 |
| SDV | 42 | 98 | 0.4 |
| SDF | 73 | 177 | 0.4 |
| SST | 328 | 124 | 2.6 |
| SSV | 139 | 61 | 2.3 |
| SSF | 189 | 62 | 3.0 |
| NTK | 22.7 | 45.0 | 0.5 |
| N-NH ₄ ⁺ | 2.7 | 24.9 | 0.1 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 4.6 | 6.1 | 0.8 |
| P-PO ₄ ³⁺ disuelto | 0.9 | 3.7 | 0.2 |
| Carbono total | 38.1 | 69.7 | 0.5 |
| Carbono inorgánico | 14.2 | 38.7 | 0.4 |
| Carbono orgánico | 23.9 | 31.0 | 0.8 |
| DBO ₅ | 67.8 | 195.9 | 0.3 |
| DQO total | 224 | 382 | 0.6 |
| DQO no sedimentable | 72 | 236 | 0.3 |
| DQO sedimentable | 153 | 145 | 1.1 |

Tabla 7-8. Comparación de la media de las concentraciones medias de suceso con la concentración media de tiempo seco de los metales en la cuenca de Cancelón.

| | CMS_{media}(µg/L) | CMTS(µg/L) | CMS_{media}/CMTS |
|---------------|----------------------------------|-------------------|---------------------------------|
| Al | 8887.48 | 1460.91 | 6.1 |
| Cr | 14.96 | 12.64 | 1.2 |
| Mn | 309.61 | 89.02 | 3.5 |
| Fe | 9686.75 | 637.01 | 15.2 |
| Ni | 17.76 | 4.03 | 4.4 |
| Cu | 132.22 | 54.10 | 2.4 |
| Zn | 238.29 | 88.41 | 2.7 |
| As | 10.23 | 17.00 | 0.6 |
| Cd | 0.40 | 0.16 | 2.5 |
| Pb | 131.01 | 29.77 | 4.4 |
| Hg | 0.88 | 0.59 | 1.5 |
| Al (disuelto) | 43.79 | 77.48 | 0.6 |
| Cr (disuelto) | 0.17 | 0.88 | 0.2 |
| Mn (disuelto) | 110.12 | 66.52 | 1.7 |
| Fe (disuelto) | 71.74 | 68.95 | 1.0 |
| Ni (disuelto) | 1.25 | 2.19 | 0.6 |
| Cu (disuelto) | 11.08 | 24.41 | 0.5 |
| Zn (disuelto) | 39.69 | 49.90 | 0.8 |
| As (disuelto) | 2.83 | 2.13 | 1.3 |
| Cd (disuelto) | 0.01 | 0.04 | 0.2 |
| Pb (disuelto) | 1.52 | 4.50 | 0.3 |
| Hg (disuelto) | 0.13 | 0.08 | 1.6 |

Viendo los resultados obtenidos se puede concluir que los sólidos en suspensión y los metales (concretamente las fracciones particuladas) presentan, en general, concentraciones más elevadas en tiempo de lluvia que en tiempo seco mientras que

para el resto de contaminantes en tiempo de lluvia se produce una dilución. Esto viene a confirmar la acumulación de sedimentos en la red.

Otra cuestión que se puede observar en la tabla 7-8 es que la mayor parte de todos los metales se presentan, en tiempo de lluvia, en forma particulada. Si se representa el porcentaje de metal que se le puede asignar a las fracciones disuelta y particulada, con el fin de hacer una comparación con lo que ocurría en tiempo seco, se obtiene la siguiente gráfica:

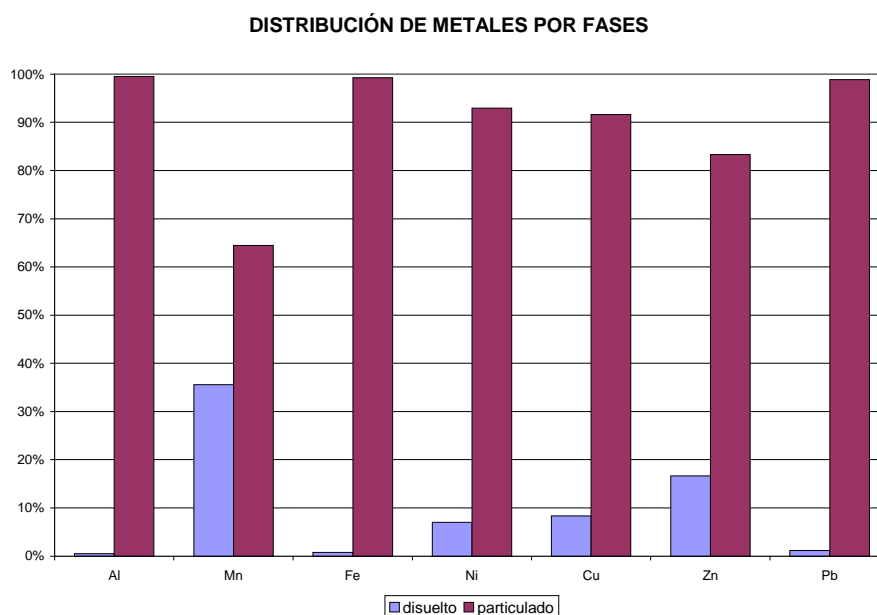


Figura 7-9. Distribución de metales por fases en tiempo de lluvia.

Comparando la gráfica anterior con la que se obtenía en tiempo seco se concluye:

- La mayor parte del manganeso, que en tiempo seco se presentaba en forma disuelta, se presenta ahora en forma particulada.
- El níquel, zinc y cobre, que en tiempo seco el reparto entre las dos fracciones era equitativo, se presenta ahora mayoritariamente en forma particulada.
- La mayor parte del aluminio, hierro y plomo siguen estando presentes en forma particulada y los porcentajes en forma disuelta disminuyen significativamente.

7.2.1.2.3. Coeficientes de las curvas de movilización de masas

A continuación se presentan, en una tabla, los coeficientes de forma de las curvas de movilización de masa de Santiago y se comparan con los de las cuencas estudiadas en el PROMEDSU.

Tabla 7-9. Comparación de valores medios de los coeficientes de forma de las curvas de movilización de masas de Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU.

| Coeficientes de forma c.m.m. | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA | Santiago |
|---------------------------------------|---------|--------|-----------|---------|----------|--------|-------|----------|
| DQO | 0.78 | 0.74 | 0.80 | 0.61 | 0.86 | 0.86 | 0.73 | 0.57 |
| DBO ₅ | 0.76 | 0.73 | | 0.71 | 0.85 | 0.85 | 0.72 | 0.54 |
| COT | 0.88 | 0.90 | 0.82 | 0.74 | 1.13 | 1.13 | 0.86 | 0.70 |
| NTK | 0.73 | 0.79 | 0.83 | 0.82 | 1.02 | 1.02 | 0.84 | 0.84 |
| N-NH ₄ ⁺ | 0.65 | 0.78 | 0.81 | 0.80 | 0.99 | 1.10 | 0.86 | 1.10 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | | | | | | 0.69 | 0.69 | 0.69 |
| SST | 0.74 | 0.70 | 0.80 | 0.56 | 0.90 | 0.90 | 0.72 | 0.64 |
| SSV | 0.74 | 0.70 | | 0.56 | 0.91 | 0.91 | 0.70 | 0.57 |
| SDT | 0.87 | 0.96 | 0.61 | 0.98 | 0.85 | 0.98 | 0.87 | 0.94 |
| SDV | 1.02 | 1.01 | | 0.88 | 1.05 | 1.05 | 1.00 | 1.04 |
| ST | 0.79 | 0.78 | 0.64 | 0.72 | 0.77 | 0.79 | 0.74 | 0.72 |

Los valores de los coeficientes “a” de Santiago, comparados con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU, son en general bajos (salvo los sólidos disueltos y el nitrógeno amoniacal). Esto indica que existe un primer lavado más acusado en esta cuenca. La cuenca que presenta unos valores más parecidos a la de Santiago es la de Vitoria.

De los resultados de los coeficientes “a” de los trece sucesos muestreados en Cancelón, mostrados en el capítulo anterior, se puede concluir que hay un cierto primer lavado en los SST (sobre todo en la fracción volátil) en la DBO₅, en la DQO, (sobre todo en la DQO sedimentable) y en las fracciones particuladas de los metales. A continuación, a modo de ejemplo, se muestran los gráficos con las curvas de movilización de masa de todos los sucesos para los siguientes contaminantes: SST, nitrógeno amoniacal, DBO₅, DQO, hierro, cobre, zinc y plomo.

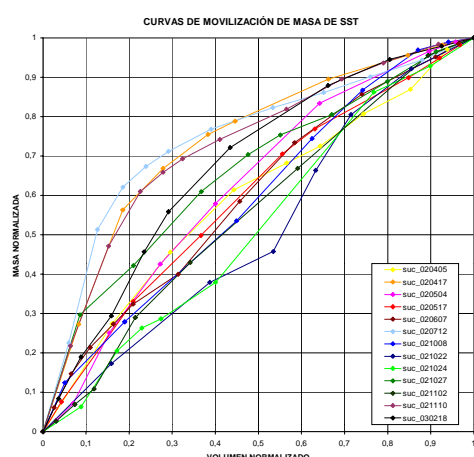


Figura 7-10. Curva de movilización de masa de SST.

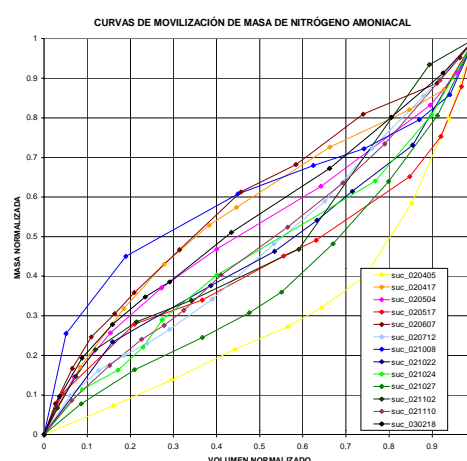


Figura 7-11. Curva de movilización de masa de nitrógeno amoniacal..

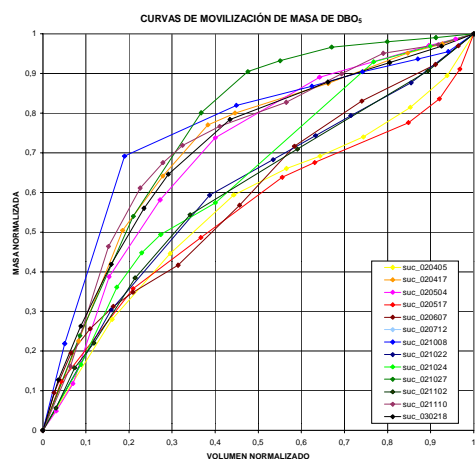


Figura 7-12. Curva de movilización de masa de DBO_5 .

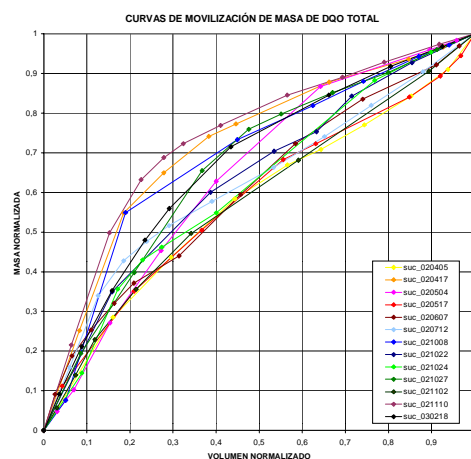


Figura 7-13. Curva de movilización de masa de DQO total.

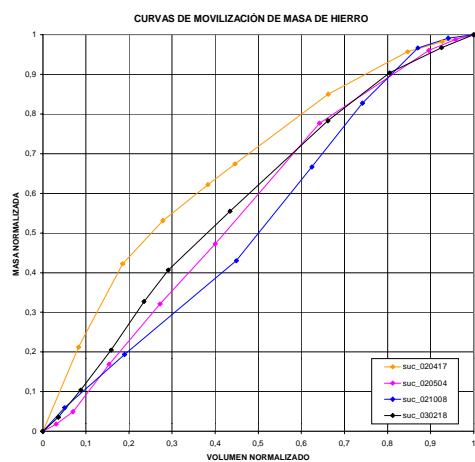


Figura 7-14. Curva de movilización de masa de hierro.

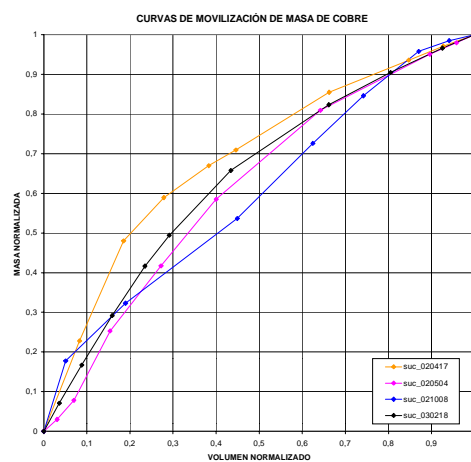


Figura 7-15. Curva de movilización de masa de cobre.

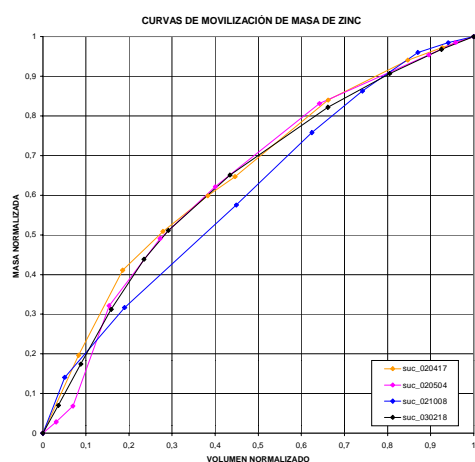


Figura 7-16. Curva de movilización de masa de zinc.

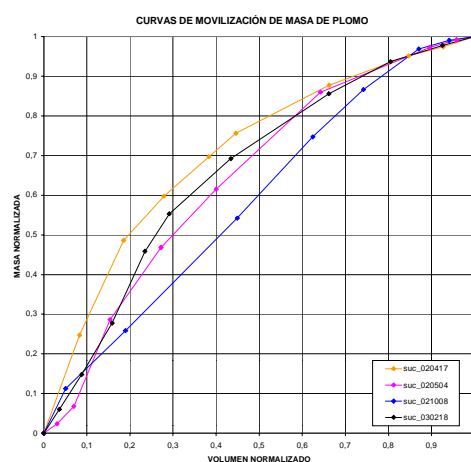


Figura 7-17. Curva de movilización de masa de plomo.

7.2.1.2.4. Tanto por uno de masa asociada a escorrentía

Como se puede comprobar en la siguiente tabla, el porcentaje de contaminación asignada a escorrentía de la mayoría de los contaminantes (excepciones serían el nitrógeno amoniacal con un valor de 0.28 y la DBO_5 con un valor de 0.55) en Santiago se acerca bastante a la media entre las seis ciudades, siendo valores todos ellos por encima de 0.60. Destacan los elevados valores de los porcentajes asociados a escorrentía de los sólidos en suspensión y su fracción volátil que representan el 93 y el 91%. Esto significa que la mayor parte de la contaminación presente en las aguas residuales de tiempo de lluvia procede del lavado de la contaminación acumulada en la superficie de la cuenca y en la red de alcantarillado durante los periodos de tiempo seco.

Tabla 7-10. Comparación de valores medios de masa asignada a escorrentía (en tanto por uno) obtenidos en Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU.

| Masa asociada a escorrentía | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA | Santiago |
|-----------------------------|---------|--------|-----------|---------|----------|--------|-------|----------|
| DQO | 0.82 | 0.70 | 0.98 | 0.84 | 0.89 | 0.98 | 0.82 | 0.71 |
| DBO_5 | 0.79 | 0.67 | | 0.74 | 0.85 | 0.85 | 0.72 | 0.55 |
| COT | 0.80 | 0.76 | 0.90 | 0.71 | 0.93 | 0.93 | 0.82 | 0.79 |
| NTK | 0.63 | 0.51 | 0.90 | 0.58 | 0.92 | 0.92 | 0.71 | 0.74 |
| N-NH_4^+ | 0.56 | 0.43 | 0.83 | 0.33 | 0.79 | 0.83 | 0.54 | 0.28 |
| P-PO_4^{3-} total | 0.54 | 0.58 | 1.00 | 0.68 | 0.94 | 1.00 | 0.75 | 0.76 |
| SST | 0.90 | 0.82 | 0.98 | 0.87 | 0.88 | 0.98 | 0.90 | 0.93 |
| SSV | 0.89 | 0.74 | | 0.81 | 0.84 | 0.91 | 0.84 | 0.91 |
| SDT | 0.67 | 0.65 | 0.92 | 0.82 | 0.77 | 0.92 | 0.75 | 0.68 |
| SDV | 0.79 | 0.86 | | 0.85 | 0.86 | 0.86 | 0.80 | 0.63 |

Del análisis de los valores de la masa asociada a escorrentía de los trece sucesos de Cancelón presentados en el capítulo anterior se concluye que hay contaminantes que tienen su origen claramente en el suceso de lluvia mientras que, en otros, apenas hay aporte. Los sólidos con porcentajes siempre superiores al 70% asociado al suceso (en particular los sólidos en suspensión con porcentajes siempre mayores al 85%) y los metales con porcentajes siempre superiores al 85%, podrían considerarse del primer tipo mientras que, en el caso del nitrógeno amoniacal, apenas hay aporte con un porcentaje medio asociado a escorrentía del 28%.

7.2.1.2.5. Cargas movilizadas por unidad de superficie

Los valores de masa de contaminación movilizada por unidad de superficie de la cuenca de Santiago, junto con los de la cuenca de Madrid, son los más bajos, lo que contrasta con los altos valores que se obtuvieron en las cuencas de Barcelona y Valencia. En la siguiente tabla se muestran los valores medios de masa movilizada por unidad de superficie, de las seis cuencas.

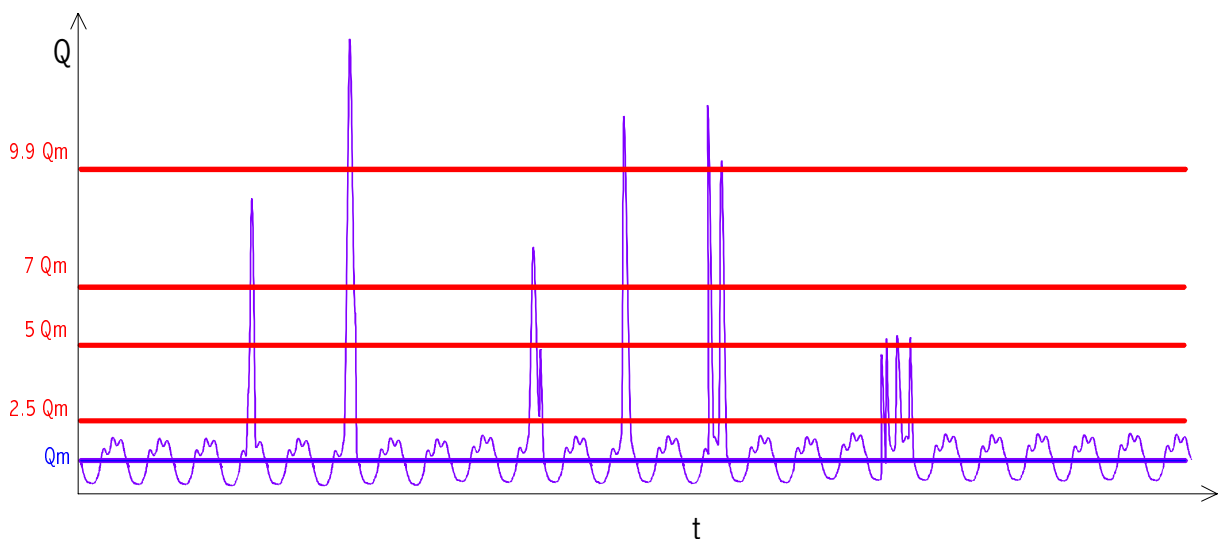
Tabla 7-11. Comparación de valores medios de masa por unidad de superficie movilizada obtenidos en Santiago con el resto de cuencas estudiadas en el PROMEDSU.

| Cargas movilizadas (g/m ²) | Sevilla | Madrid | Barcelona | Vitoria | Valencia | MÁXIMO | MEDIA | Santiago |
|--|---------|---------|-----------|---------|----------|---------|---------|----------|
| DQO | 1.30 | 0.20 | 9.41 | 1.96 | 2.59 | 9.41 | 2.62 | 0.28 |
| DBO ₅ | 0.55 | 0.11 | | 0.60 | 1.49 | 1.49 | 0.56 | 0.07 |
| COT | 0.05 | 0.02 | 0.85 | 0.05 | 0.52 | 0.85 | 0.26 | 0.04 |
| NTK | 0.05 | 0.01 | 0.40 | 0.03 | 0.39 | 0.40 | 0.15 | 0.03 |
| N-NH ₄ ⁺ | 0.02 | 0.00 | 0.14 | 0.01 | 0.24 | 0.24 | 0.07 | 0.02 |
| P-PO ₄ ³⁺ total | 0.01 | 0.00 | 0.16 | 0.02 | 0.07 | 0.16 | 0.05 | 0.06 |
| SST | 1.28 | 0.21 | 16.48 | 1.21 | 1.88 | 16.48 | 3.59 | 0.50 |
| SSV | 0.83 | 0.11 | | 0.64 | 1.17 | 1.17 | 0.59 | 0.20 |
| SDT | 0.47 | 0.11 | 99.02 | 1.18 | 14.52 | 99.02 | 19.24 | 0.12 |
| SDV | 0.18 | 0.07 | | 0.77 | 3.54 | 3.54 | 0.92 | 0.05 |
| ST | 1.75 | 0.32 | 116.01 | 2.40 | 16.39 | 116.01 | 22.92 | 0.62 |
| Cu (dis) | 0.00006 | 0.00002 | | 0.00006 | 0.00029 | 0.00029 | 0.00011 | 0.00011 |
| Zn (dis) | 0.00066 | 0.00014 | | 0.00250 | 0.00162 | 0.00250 | 0.00109 | 0.00052 |
| Pb (dis) | 0.00069 | 0.00003 | | 0.00025 | 0.00052 | 0.00069 | 0.00030 | 0.00001 |

7.2.1.2.6. Equivalencia de los RAU de un año en días de vertido de una EDAR

Con el fin de analizar cual es la importancia de las cargas totales que irían, durante el año que duró la caracterización, al medio receptor desde el sistema de saneamiento de la subcuenca de Cancelón se evalúan las masas de contaminantes que se verterían al río Sar si en lugar de existir el depósito-aliviadero existiese un simple aliviadero. Se han analizado cuatro supuestos:

- Aliviadero con vertidos a partir de 2.5 veces el caudal de tiempo seco.
- Aliviadero con vertidos a partir de 5 veces el caudal de tiempo seco.
- Aliviadero con vertidos a partir de 7 veces el caudal de tiempo seco.
- Aliviadero con vertidos a partir de 9.9 veces el caudal de tiempo seco.



Los volúmenes que se verterían al medio receptor en cada hipótesis de aliviadero serían los siguientes:

Tabla 7-12. Volumen vertido al año con distintos aliviaderos.

| Caudal a EDAR | Volumen vertido al año (m³) | Volumen vertido al año/Volumen de escorrentía al año (%) |
|--------------------|-----------------------------|--|
| 2.5 Q _m | 332026 | 77.08% |
| 5 Q _m | 222806 | 51.73% |
| 7 Q _m | 168494 | 39.12% |
| 9.9 Q _m | 116977 | 27.16% |

Para evaluar las cargas que serían vertidas se considera que las aguas que se vierten al medio receptor a través de los reboses tienen una concentración media de contaminante igual a la media de las concentraciones medias de suceso de los sucesos caracterizados. Es decir, estos vertidos tendrían unas concentraciones medias de sólidos en suspensión totales de 328 mg/L, de DBO₅ de 68 mg/L y de DQO de 224 mg/L. En la tabla 7-13 se muestran las masas de contaminante vertidas al medio receptor a través de los reboses y las masas totales vertidas obtenidas al sumarle a las masas anteriores las que saldrían al medio receptor una vez que se tratasen en la EDAR las aguas que se conducen hasta ella. Se ha considerado para hacer los cálculos que las aguas que salen de la EDAR ya tratadas tienen unas concentraciones de contaminantes de 35 mg/L de sólidos en suspensión totales, 25 mg/L de DBO₅ y 70 mg/L de DQO. Lógicamente la EDAR, sobre todo a partir de 2.5 veces el caudal medio de tiempo seco, debe disponer de sistemas de gestión de agua de lluvia (tanque fuera de línea o sobredimensionamiento del pretratamiento y primario, ect.).

Tabla 7-13. Masas vertidas al medio receptor con distintos aliviaderos durante un año.

| Caudal a EDAR | Masa de SST | | | Masa de DBO ₅ | | | Masa de DQO | | |
|--------------------|-------------|----------|-------------|--------------------------|----------|-------------|-------------|----------|-------------|
| | RAU Kg | Total Kg | RAU/Total % | RAU Kg | Total Kg | RAU/Total % | RAU Kg | Total Kg | RAU/Total % |
| 2.5 Q _m | 108905 | 137820 | 79.0% | 22578 | 43232 | 52.2% | 74374 | 132204 | 56.3% |
| 5 Q _m | 73080 | 105818 | 69.1% | 15151 | 38535 | 39.3% | 49909 | 115384 | 43.3% |
| 7 Q _m | 55266 | 89905 | 61.5% | 11458 | 36200 | 31.7% | 37743 | 107020 | 35.3% |
| 9.9 Q _m | 38368 | 74810 | 51.3% | 7954 | 33984 | 23.4% | 26203 | 99087 | 26.4% |

Si se transforman las cargas vertidas por los aliviaderos en días equivalentes de vertido de EDAR se obtiene el siguiente resultado:

Tabla 7-14. Equivalencia de días de vertido de EDAR.

| Caudal a EDAR | Días-equivalentes de vertido de EDAR | | |
|--------------------|--------------------------------------|------------------|-----|
| | SST | DBO ₅ | DQO |
| 2.5 Q _m | 1561 | 453 | 533 |
| 5 Q _m | 1048 | 304 | 358 |
| 7 Q _m | 792 | 230 | 271 |
| 9.9 Q _m | 550 | 160 | 188 |

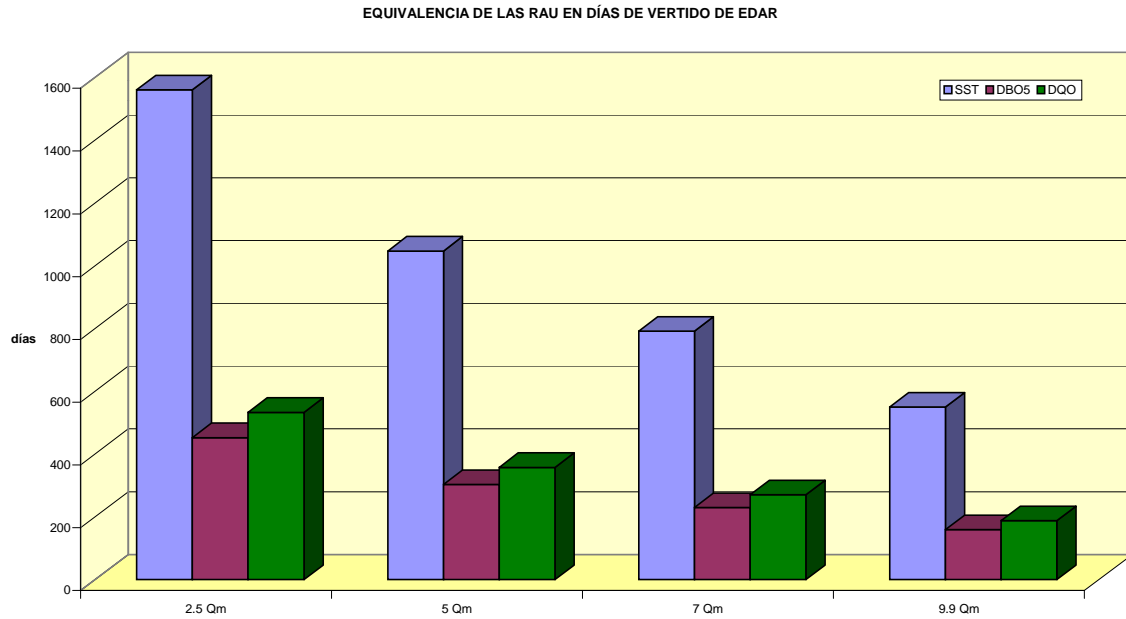


Figura 7-18. Equivalencia de las RAU en días de vertido de EDAR

7.2.1.2.7. Equivalencia del vertido de un suceso con rebose a habitantes equivalentes

Con el fin de poder tener también un orden de magnitud de la contaminación que podría ser vertida al medio receptor durante un suceso de lluvia se ha optado por realizar una comparación entre la masa de sólidos en suspensión, DBO₅ y DQO que se vierte en el suceso con los habitantes-equivalentes/día que serían necesarios para igualar dichas masas. Es decir, se hace equivaler la masa de rebose de un suceso a la de una población que vierte durante un día entero sin depurar. Las dotaciones habitante-día que se han utilizado para hacer estos cálculos son de 90 g/hab.día en SST, 60 g/hab.día en DBO₅ y 110 g/hab.día de DQO.

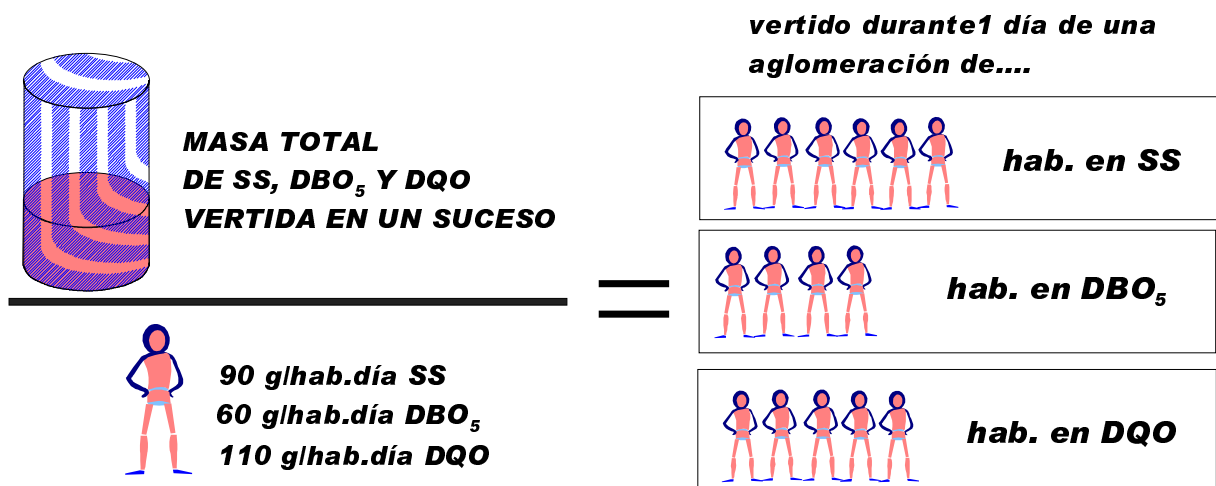


Figura 7-19. Equivalencia entre el vertido de un suceso y una población sin depuración.

Se ha utilizado para hacer este análisis el suceso muestreado que presenta concentraciones medias de suceso más elevadas, que es el suceso SUC_021008. Como en el apartado anterior se ha considerado que no existe depósito sino un simple aliviadero por el que se producen vertidos a partir de caudales de 2.5, 5, 7 y 9.9 veces el caudal de tiempo seco.

Tabla 7-15. *Volumen vertido con distintos aliviaderos durante el suceso SUC_021008.*

| Caudal a EDAR | Volumen vertido en el suceso (m³) |
|--------------------|-----------------------------------|
| 2.5 Q _m | 1427 |
| 5 Q _m | 1140 |
| 7 Q _m | 1027 |
| 9.9 Q _m | 895 |

Multiplicando los valores anteriores por las concentraciones medias de suceso del SUC_021008 de sólidos en suspensión (1248 mg/L), DBO₅ (176 mg/L) y DQO (733 mg/L) se obtienen las masas de contaminante que se vertería al medio receptor en cada caso.

Tabla 7-16. *Masas vertidas al medio receptor con distintos aliviaderos durante el suceso SUC_021008.*

| Caudal a EDAR | Masa de SST kg | Masa de DBO ₅ kg | Masa de DQO kg |
|--------------------|----------------|-----------------------------|----------------|
| 2.5 Q _m | 1781 | 251 | 1046 |
| 5 Q _m | 1423 | 201 | 836 |
| 7 Q _m | 1282 | 181 | 753 |
| 9.9 Q _m | 1117 | 158 | 656 |

Por lo tanto, las poblaciones que sin depurar tendrían que verter durante un día para igualar el vertido del suceso SUC_021008 son:

Tabla 7-17. *Población-equivalente al vertido del suceso SUC_021008.*

| Caudal a EDAR | Población-equivalente (habitantes) | | |
|--------------------|------------------------------------|------------------|------|
| | SST | DBO ₅ | DQO |
| 2.5 Q _m | 19790 | 4186 | 9510 |
| 5 Q _m | 15813 | 3345 | 7599 |
| 7 Q _m | 14244 | 3013 | 6845 |
| 9.9 Q _m | 12412 | 2626 | 5965 |

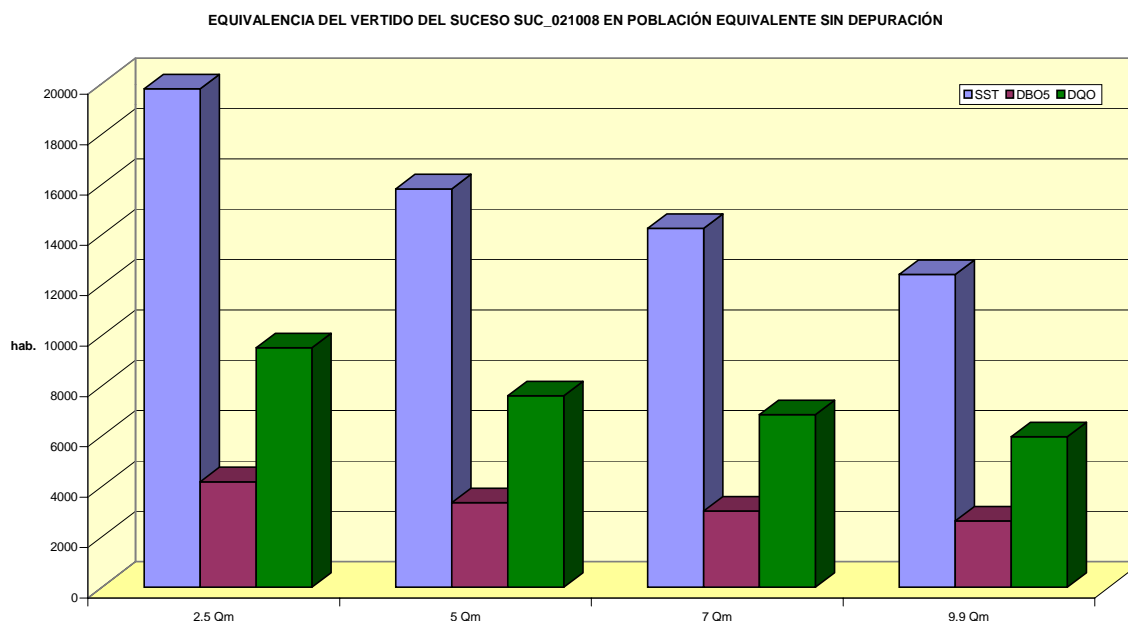


Figura 7-20. Equivalencia del vertido del suceso SUC_021008 en población equivalente sin depuración.

7.2.1.2.8. Síntesis de resultados del análisis estadístico de contaminantes en tiempo de lluvia

Del análisis estadístico de contaminantes en tiempo de lluvia se pueden realizar los siguientes comentarios, si se compara con el resultado del análisis estadístico en tiempo seco:

- En general, contaminantes como los constituyentes nitrogenados y los componentes orgánicos (DBO_5 , DQO , CT , CI y COT) mejoran sus correlaciones con las fracciones de sólidos, con respecto a los resultados que se obtenían en tiempo seco. Se pueden destacar las buenas correlaciones que existen entre los sólidos disueltos totales y el NTK, el nitrógeno amoniacal y la DBO_5 , y entre los sólidos en suspensión volátiles y la DBO_5 y la DQO .
- Los sólidos totales correlacionan con los siguientes metales: aluminio, hierro, níquel, cobre, zinc y plomo. En particular el aluminio y hierro correlacionan mejor con la fracción de sólidos en suspensión fijos, el plomo con la fracción de sólidos en suspensión y el níquel total con la fracción de sólidos fijos.

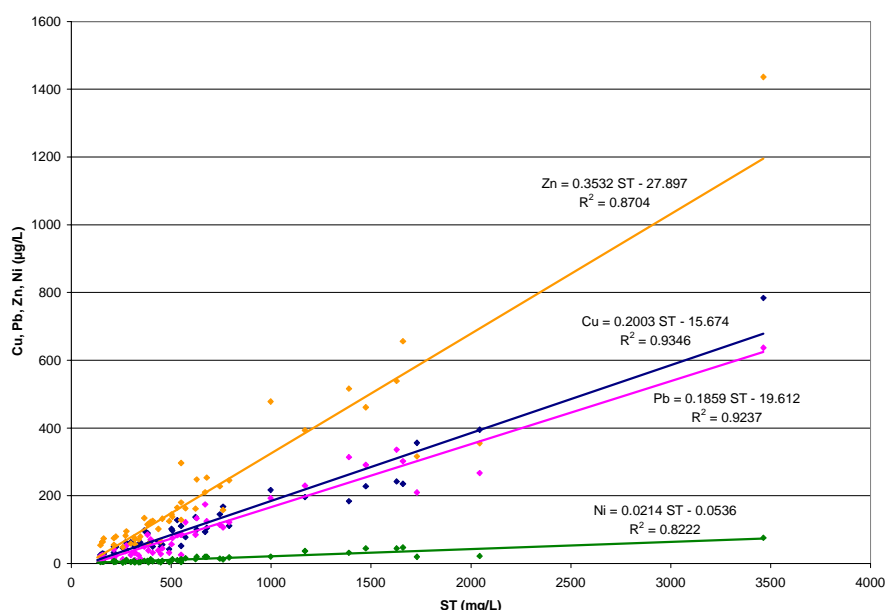


Figura 7-21. Relación entre sólidos totales y los metales en tiempo de lluvia.

- Los sólidos sedimentables, como ocurría con las muestras de tiempo seco, correlacionan bien con los constituyentes nitrogenados, en particular con el NTK pero también se potencian en tiempo de lluvia las correlaciones con la DBO₅ y la DQO.
- Las correlaciones de los metales con los sólidos se ven potenciadas en tiempo de lluvia, sobre todo con los sólidos en suspensión y con los sólidos sedimentables. Lógicamente estas buenas correlaciones se vuelven a poner de manifiesto al analizar las fracciones particuladas de los metales. Estas buenas correlaciones no se manifestaban en tiempo seco. En tiempo seco el cobre, zinc y plomo tenían buenas correlaciones con los sólidos sedimentables, cuestión que en tiempo de lluvia siguen manteniendo, pero el que ahora lo hagan también con los sólidos en suspensión quiere decir que van asociados a partículas más pequeñas.
- El NTK correlaciona con la fracción disuelta del hierro mientras que el nitrógeno amoniacal correlaciona con la fracción disuelta del plomo, cuestiones que en tiempo seco no se daban.
- La DQO y la DBO₅ están altamente correlacionados, mucho mejor en tiempo de lluvia que en tiempo seco.
- La DBO₅ presenta correlación con los constituyentes nitrogenados, mejor con el NTK. Además está correlacionada con el cobre, zinc y con la fracción disuelta del hierro.
- Mientras que la DBO₅ ve mejoradas sus correlaciones con los metales, con la DQO y el carbono total ocurre lo contrario.
- El carbono orgánico total no correlaciona con la DBO₅ ni con la DQO en tiempo de lluvia cosa que sí hacía en tiempo seco. Los coeficientes de

correlación de tiempo seco a tiempo de lluvia entre el carbono orgánico total y la DBO₅ y DQO bajan de valores 0.71 y 0.73 a 0.25 y 0.33, respectivamente.

- El fósforo total está correlacionado con el níquel, cobre, zinc y plomo, cosa que no se daba en tiempo seco.
- En tiempo de lluvia los coeficientes de correlación entre los valores de concentración total de metales pesados analizados aumentan significativamente. En tiempo seco estos valores eran de 0.7 a 0.8, en su mayoría, y ahora, casi todos, superan el valor de 0.9. Incluso el manganeso que presentaba valores muy bajos en tiempo seco presenta valores por encima de 0.46 y llega a valores de 0.87. Esto se manifiesta también entre las fases particuladas de los metales. Es decir, todos se movilizan de forma conjunta, como además se pone de manifiesto al existir una magnífica correlación entre las fracciones totales de metales pesados y sus fracciones particuladas.
- El comportamiento del manganeso en tiempo seco y tiempo de lluvia es radicalmente diferente, de coeficientes de correlación negativos se pasa a correlaciones significativas (por ejemplo presenta con los sólidos en suspensión fijos un coeficiente de correlación de 0.79).

7.2.1.2.9. Síntesis de resultados del análisis estadístico de los parámetros de los sucesos muestreados

En las tablas 7-18, 7-19 y 7-20 se muestran los resultados de los análisis de regresión lineal simple y multivariable realizados para la concentración máxima, la concentración media de suceso y la carga movilizada de los siguientes contaminantes: ST, DQO, DBO₅, NTK, nitrógeno amoniacal y fósforo total. En todos los casos se han expresado las concentraciones y cargas movilizadas en función de las concentraciones y cargas movilizadas de los SST, SDT y DQO.

Tabla 7-18. Ecuaciones de regresión lineal para concentraciones máximas de sucesos en tiempo de lluvia.

| Ecuación de regresión lineal | R ² |
|---|----------------|
| $CMAX_{ST} = 1.1622 CMAX_{SST}$ | 0.9913 |
| $CMAX_{DQO} = 0.7755 CMAX_{SST}$ | 0.9591 |
| $CMAX_{DBO} = 0.3255 CMAX_{DQO}$ | 0.9347 |
| $CMAX_{NTK} = 0.204 CMAX_{SDT}$ | 0.7771 |
| $CMAX_{nitrógeno\ amoniacal} = 0.120 CMAX_{SDT} - 7.6 CMOV_{SDT} - 2.492$ | 0.5178 |
| $CMAX_{fósforo\ total} = 0.0082 CMAX_{DQO} + 5.249$ | 0.6429 |

Tabla 7-19. Ecuaciones de regresión lineal para CMS de sucesos en tiempo de lluvia.

| Ecuación de regresión lineal | R ² |
|---|----------------|
| $CMS_{ST} = 1.234 CMS_{SST}$ | 0.9558 |
| $CMS_{DQO} = 0.6393 CMS_{SST}$ | 0.8978 |
| $CMS_{DBO} = 0.2857 CMS_{DQO}$ | 0.8667 |
| $CMS_{NTK} = 0.1932 CMS_{SDT}$ | 0.5413 |
| $CMS_{nitrógeno\ amoniacal} = 0.0541 CMS_{SDT} - 0.275 CMOV_{SST} - 2.0856$ | 0.8001 |
| $CMS_{fósforo\ total} = 0.0119 CMS_{DQO} + 1.789$ | 0.6248 |

Tabla 7-20. Ecuaciones de regresión lineal para carga movilizada de sucesos en tiempo de lluvia.

| Ecuación de regresión lineal | R ² |
|---|----------------|
| $CMOV_{ST} = 1.1694 CMOV_{SST}$ | 0.9912 |
| $CMOV_{DQO} = 0.5643 CMOV_{SST}$ | 0.9815 |
| $CMOV_{DBO} = 0.2337 CMOV_{DQO}$ | 0.9363 |
| $CMOV_{NTK} = 0.1923 CMOV_{SDT}$ | 0.6267 |
| $CMOV_{\text{nitrógeno amoniacal}} = 0.00063 CMS_{SDT} - 0.00003 CMS_{SST} - 0.03917$ | 0.7339 |
| $CMOV_{\text{fósforo total}} = 0.0071 CMOV_{SST} + 0.01888$ | 0.7316 |

El ajuste, realizado en el capítulo anterior, de los diferentes parámetros de suceso (concentración máxima, CMS y carga movilizada) a una distribución lognormal por el método de la máxima verosimilitud dio como resultado los valores que se muestran en las siguientes tablas (se muestran tres tablas con los valores de las medias m_y , medianas \bar{m}_y y desviaciones típicas, tanto de la distribución lognormal Y como de su distribución normal asociada X obtenidas en los ajustes).

Tabla 7-21. Estadísticos de ajuste para las concentraciones máximas.

| | CONCENTRACIONES MÁXIMAS | | | | | |
|---------------------|-------------------------|------------|--------|------------|-------------|--------|
| | $m_x = \bar{m}_x$ | σ_x | m_y | σ_y | \bar{m}_y | A-D |
| ST | 2.9065 | 0.2817 | 994.96 | 719.54 | 806.22 | 1.1503 |
| SV | 2.5662 | 0.3848 | 545.31 | 595.39 | 368.30 | 1.0750 |
| SF | 2.6143 | 0.2351 | 476.38 | 277.96 | 411.46 | 1.2174 |
| SDT | 2.3169 | 0.1496 | 220.13 | 78.11 | 207.46 | 0.9847 |
| SDV | 1.8727 | 0.2019 | 83.10 | 40.83 | 74.59 | 1.1889 |
| SDF | 2.1639 | 0.1301 | 152.53 | 46.72 | 145.84 | 1.4728 |
| SST | 2.7997 | 0.3146 | 819.63 | 680.75 | 630.52 | 1.1389 |
| SSV | 2.4696 | 0.4476 | 501.51 | 689.93 | 294.87 | 0.9117 |
| SSF | 2.4877 | 0.2765 | 376.39 | 266.04 | 307.36 | 1.2217 |
| NTK | 1.5645 | 0.2480 | 43.18 | 26.82 | 36.68 | 1.1969 |
| Nitrógeno amoniacal | 1.0567 | 0.3476 | 15.70 | 14.87 | 11.40 | 1.2363 |
| Fósforo total | 0.9446 | 0.2937 | 11.06 | 8.42 | 8.80 | 1.1590 |
| Fósforo disuelto | 0.1487 | 0.2949 | 1.77 | 1.36 | 1.41 | 1.1982 |
| DBO ₅ | 2.2000 | 0.3502 | 219.39 | 209.98 | 158.49 | 1.1666 |
| DQO total | 2.6657 | 0.3217 | 609.34 | 520.88 | 463.18 | 1.1568 |
| DQO no sedimentable | 2.2347 | 0.2661 | 207.09 | 139.76 | 171.66 | 1.1634 |
| DQO sedimentable | 2.4966 | 0.3679 | 449.13 | 460.06 | 313.75 | 1.2493 |

Tabla 7-22. Estadísticos de ajuste para las CMS.

| | CMS | | | | | |
|---------------------|------------------------|------------|--------|------------|------------------|--------|
| | $m_x = \overline{m}_x$ | σ_x | m_y | σ_y | \overline{m}_y | A-D |
| ST | 2.5789 | 0.2153 | 428.86 | 226.40 | 379.26 | 1.4703 |
| SV | 2.1881 | 0.2381 | 179.22 | 106.14 | 154.20 | 1.2862 |
| SF | 2.3354 | 0.2250 | 247.55 | 137.34 | 216.47 | 1.8573 |
| SDT | 2.0355 | 0.1409 | 114.38 | 38.11 | 108.52 | 1.1199 |
| SDV | 1.5363 | 0.2868 | 42.76 | 31.62 | 34.38 | 1.0878 |
| SDF | 1.8369 | 0.1424 | 72.48 | 24.42 | 68.69 | 1.0606 |
| SST | 2.4164 | 0.2616 | 312.76 | 206.84 | 260.87 | 1.3931 |
| SSV | 2.0360 | 0.2981 | 137.49 | 106.65 | 108.64 | 1.1703 |
| SSF | 2.1509 | 0.2822 | 174.82 | 126.70 | 141.55 | 1.7077 |
| NTK | 1.3190 | 0.1829 | 22.78 | 10.04 | 20.84 | 1.2784 |
| Nitrógeno amoniacal | 0.3243 | 0.3212 | 2.77 | 2.37 | 2.11 | 0.9760 |
| Fósforo total | 0.5737 | 0.2895 | 4.68 | 3.50 | 3.75 | 1.1785 |
| Fósforo disuelto | -0.1549 | 0.3145 | 0.91 | 0.76 | 0.70 | 1.3914 |
| DBO ₅ | 1.7423 | 0.2742 | 67.43 | 47.19 | 55.24 | 1.0925 |
| DQO total | 2.2584 | 0.2621 | 217.52 | 144.19 | 181.30 | 1.2809 |
| DQO no sedimentable | 1.8180 | 0.1926 | 72.56 | 33.83 | 65.76 | 1.5712 |
| DQO sedimentable | 2.0133 | 0.3631 | 146.25 | 147.09 | 103.12 | 1.0388 |

Tabla 7-23. Estadísticos de ajuste para las cargas movilizadas.

| | CARGAS MOVILIZADAS | | | | | |
|---------------------|------------------------|------------|--------|------------|------------------|--------|
| | $m_x = \overline{m}_x$ | σ_x | m_y | σ_y | \overline{m}_y | A-D |
| ST | 0.6265 | 0.3623 | 5.9928 | 6.0099 | 4.2315 | 1.0667 |
| SV | 0.2373 | 0.3808 | 2.5363 | 2.7280 | 1.7270 | 1.0164 |
| SF | 0.3759 | 0.3751 | 3.4505 | 3.6327 | 2.3763 | 1.2342 |
| SDT | -0.0190 | 0.2876 | 1.1920 | 0.8845 | 0.9572 | 0.9300 |
| SDV | -0.6367 | 0.7068 | 0.8680 | 3.1462 | 0.2308 | 1.5231 |
| SDF | -0.2468 | 0.3018 | 0.7213 | 0.5683 | 0.5665 | 1.0819 |
| SST | 0.5024 | 0.3965 | 4.8241 | 5.5039 | 3.1798 | 1.1015 |
| SSV | 0.1117 | 0.4321 | 2.1216 | 2.7585 | 1.2934 | 1.0194 |
| SSF | 0.2396 | 0.4228 | 2.7883 | 3.5043 | 1.7361 | 1.2416 |
| NTK | -0.6741 | 0.2931 | 0.2660 | 0.2020 | 0.2118 | 1.1130 |
| Nitrógeno amoniacal | -2.0113 | 0.7279 | 0.0397 | 0.1568 | 0.0097 | 1.5826 |
| Fósforo total | -1.3975 | 0.3573 | 0.0562 | 0.0552 | 0.0400 | 1.2366 |
| Fósforo disuelto | -2.6753 | 0.8085 | 0.0120 | 0.0665 | 0.0021 | 1.1512 |
| DBO ₅ | -0.4707 | 0.6180 | 0.9312 | 2.3881 | 0.3383 | 1.2046 |
| DQO total | 0.2206 | 0.4482 | 2.8305 | 3.9027 | 1.6618 | 1.1804 |
| DQO no sedimentable | -0.3140 | 0.3361 | 0.6547 | 0.5929 | 0.4852 | 1.1574 |
| DQO sedimentable | -0.0075 | 0.5946 | 2.5094 | 5.8952 | 0.9829 | 1.1404 |

Como se ha podido observar los ajustes obtenidos son bastante buenos, en ningún caso el parámetro de ajuste (estadístico Anderson-Darling) ha superado el valor de 2 y en la mayoría está por debajo de 1.3.

A continuación se van a comparar las funciones de distribución de probabilidad de concentración máxima y concentración media de suceso extraídas de los datos de las cinco cuencas estudiadas en el PROMEDSU, con las que se obtienen para los datos de Santiago. En algunos casos se han dibujado también estas funciones para

la cuenca de Santiago Este. Se han elegido, para realizar estas comparaciones, los siguientes contaminantes: DQO, DBO₅, COT, NTK y sólidos en suspensión.

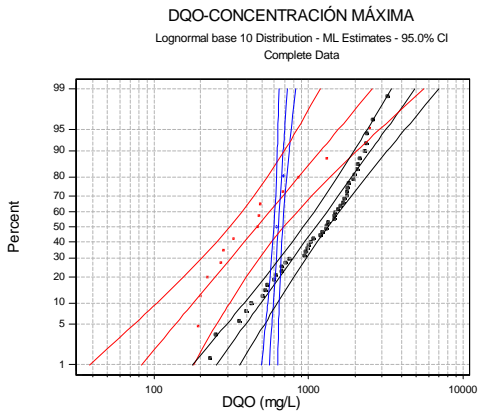


Figura 7-22. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de DQO.

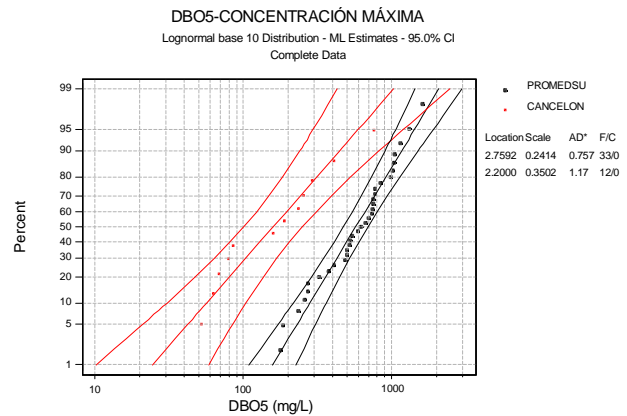


Figura 7-23. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de DBO₅.

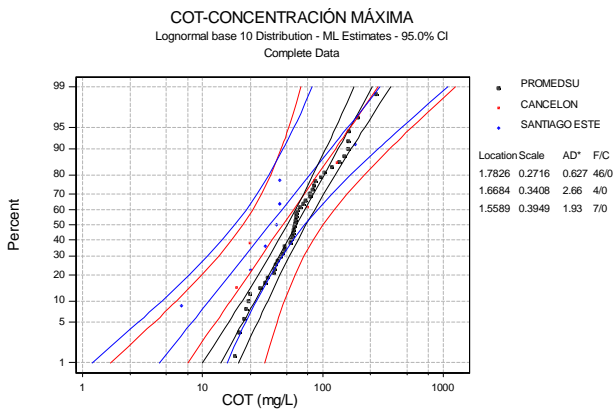


Figura 7-24. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de COT.

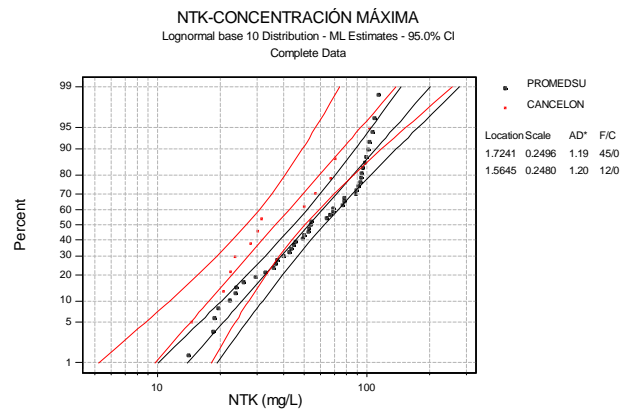


Figura 7-25. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de NTK.

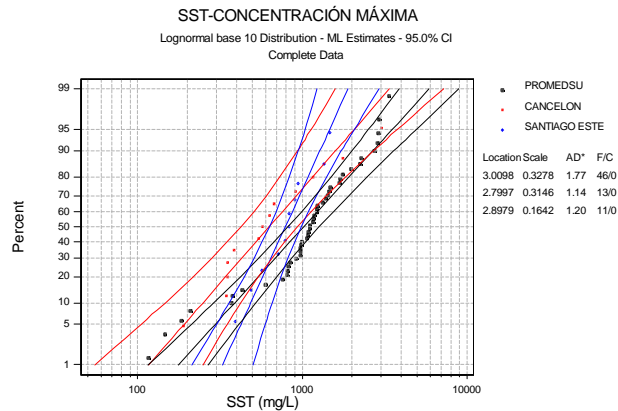


Figura 7-26. Distribuciones lognormal para la concentración máxima de SST.

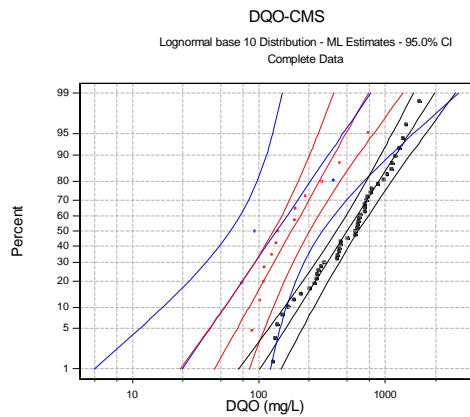


Figura 7-27. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de DQO.

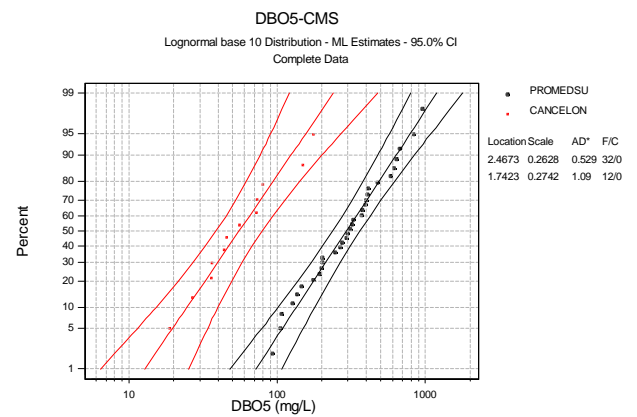


Figura 7-28. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de DBO₅.

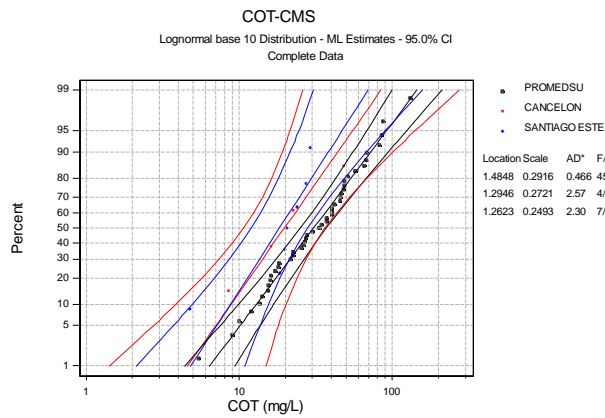


Figura 7-29. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de COT.

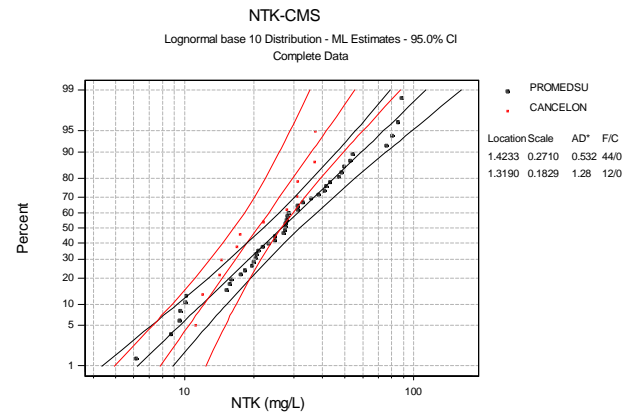


Figura 7-30. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de NTK.

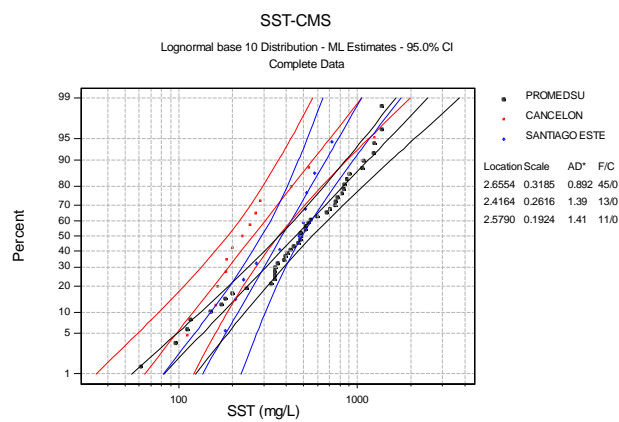


Figura 7-31. Distribuciones lognormal para la concentración media de suceso de SST.

Si se comparan los resultados obtenidos en Cancelón con los del PROMEDSU, se puede concluir que:

- Las funciones de distribución de las concentraciones máximas de Cancelón y PROMEDSU para la DQO y DBO_5 presentan un comportamiento prácticamente paralelo, con valores inferiores para las concentraciones máximas de Santiago. Para el COT, NTK y SST el comportamiento de la cuenca de Cancelón es muy similar al general del PROMEDSU, con cierta tendencia a ser menores.
- Las funciones de distribución de las CMS de DQO, DBO_5 , COT y SST de Cancelón son paralelas a las del PROMEDSU, los valores de Cancelón son siempre inferiores. La función de distribución de CMS de NTK se cruza con la del PROMEDSU. La forma en la que se cruza indica que el rango de variación de la CMS de NTK de Cancelón es menor que el del PROMEDSU. El punto de corte se produce para un valor del porcentaje del 10% lo que indica que el valor medio de la CMS de NTK de Cancelón es inferior al del PROMEDSU. Los CMS de valores bajos son similares en Cancelón y en las cuencas del PROMEDSU.

El que las funciones de distribución de las concentraciones máximas de SST, COT y NTK sean similares en cuencas tan diferentes podría tener su explicación en los fenómenos de sedimentación y resuspensión que se producen en el alcantarillado. La explicación sería la siguiente: en cuencas en las que se producen precipitaciones importantes se diseñan grandes colectores en los que se depositarán cantidades importantes de sedimento, que serán movilizados por grandes caudales al inicio del suceso y, por el contrario, en cuencas en las que las precipitaciones son menores los colectores serán menores y por tanto la sedimentación en tiempo seco también lo será pero estos sedimentos serán movilizados por caudales más pequeños. En ambos casos existe una “proporcionalidad entre infraestructura-sedimentación-precipitación-resuspensión” lo que da lugar, finalmente, a que los valores de concentraciones máximas, sobre todo de sólidos en suspensión, sean tan parecidos.

Las funciones de distribución de probabilidad de Santiago Este no aportan demasiado en el caso de la DQO, ya que fueron calculadas a partir de sólo cuatro datos, pero sí en el caso del COT, donde los resultados son bastante parecidos a los de Cancelón, y en el caso de los sólidos en suspensión, donde son ligeramente más elevados.

No se ha mostrado la comparación de las funciones de distribución de las cargas movilizadas porque en este caso las características morfológicas de la cuenca tienen una considerable influencia y tiene menos sentido el presentarlas agrupadas. Esto no quiere decir que las características morfológicas de la cuenca no tengan influencia sobre la concentración máxima y la CMS, que si la tienen, pero estos valores son los que se utilizan normalmente como referencia en las comparaciones.

7.2.2. Síntesis de resultados de la caracterización del depósito-aliviadero de la subcuenca de Cancelón

7.2.2.1. Síntesis de resultados de la caracterización del depósito-aliviadero en tiempo de lluvia

A partir de los resultados de campo del depósito-aliviadero de Cancelón, que se presentaban en el capítulo anterior, se puede concluir lo siguiente:

- En el tanque en línea se producen dos fenómenos: en primer lugar parece que ocurre una homogenización de contaminantes pero, si el agua permanece el tiempo suficiente almacenada, se produce también una decantación. Este segundo fenómeno es más acusado si la compuerta está semiabierta que si está completamente abierta, debido a que el tiempo de vaciado es más largo. Una vez que el tanque en línea se ha vaciado quedan depositados en su fondo los sedimentos que han decantado y se resuspenden en el siguiente suceso. Esta resuspensión de contaminantes podría evitarse si se diseñan los depósitos de forma que no permitan la acumulación de sedimentos, por ejemplo dándole al fondo una pendiente lateral más acusada, o dotándolo de su propio sistema de limpieza.
- En el tanque fuera de línea se consigue aislar un volumen de agua y una masa de contaminación que será siempre enviada a la EDAR. En este tanque también se produce cierta decantación pero se pueden evitar los fenómenos de resuspensión si se utiliza el sistema de limpieza, una vez terminado el suceso, cada vez que entra en funcionamiento este tanque.
- Una parte del primer lavado no se está almacenando en el depósito fuera de línea, sino que queda retenido en el depósito en línea y puede ser vertida al medio receptor si se produce rebose. El volumen en línea de este depósito es demasiado grande.
- Por los resultados de las analíticas sobre las muestras de la sección de vertido parece que el rendimiento del depósito mejoraría notablemente si se produjese una mayor decantación antes del vertido. Una solución podría ser situar el aliviadero en el depósito fuera de línea donde esta decantación parece ser más acusada.

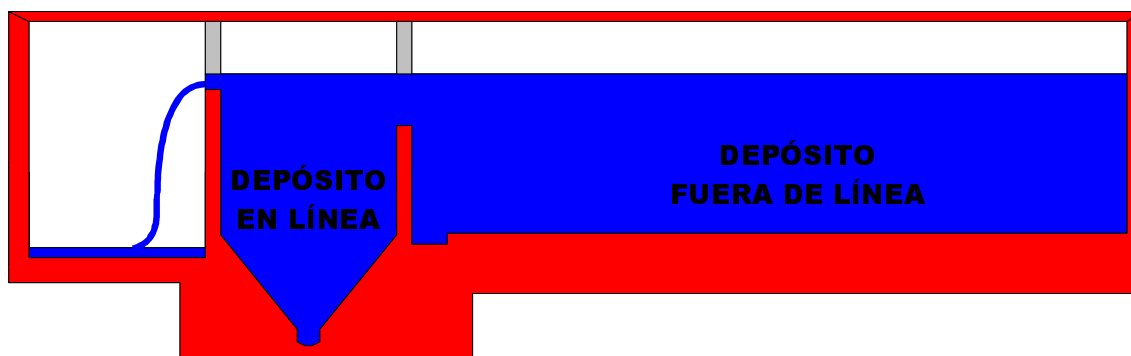


Figura 7-32.

Sección transversal de propuesta de diseño con tanque fuera de línea mayor y con pendientes del tanque en línea más acusadas.

A continuación se van a comparar las funciones de distribución de probabilidad de concentración máxima y concentración media de SST, DQO, DBO₅, NTK y nitrógeno amoniacal de la sección de entrada con las de la sección de salida hacia EDAR y de salida hacia el medio receptor. Los resultados obtenidos en la sección de salida hacia el medio receptor no son demasiado buenos (obsérvese que en todos los casos el valor del estadístico A-D supera el valor de 3), esto se debe a que tres datos son muy pocos datos para determinar una función de distribución.

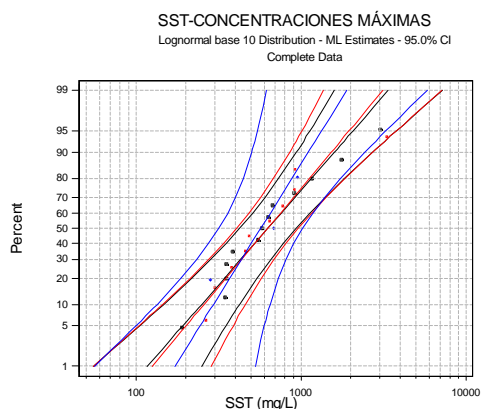


Figura 7-33. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de SST en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

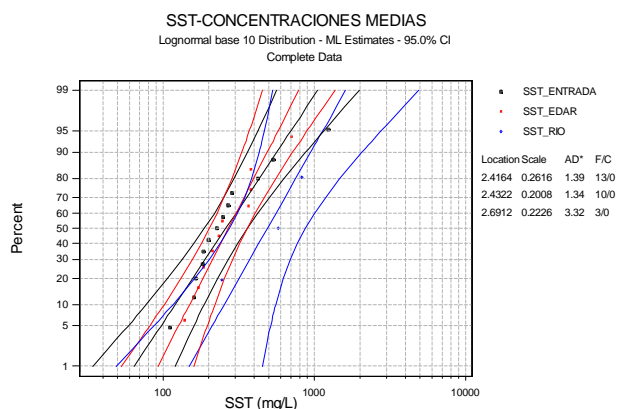


Figura 7-34. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de SST en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

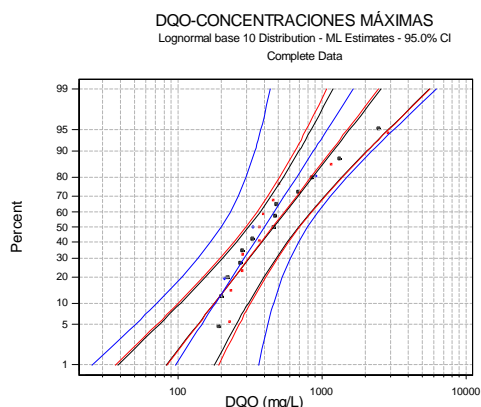


Figura 7-35. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de DQO en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

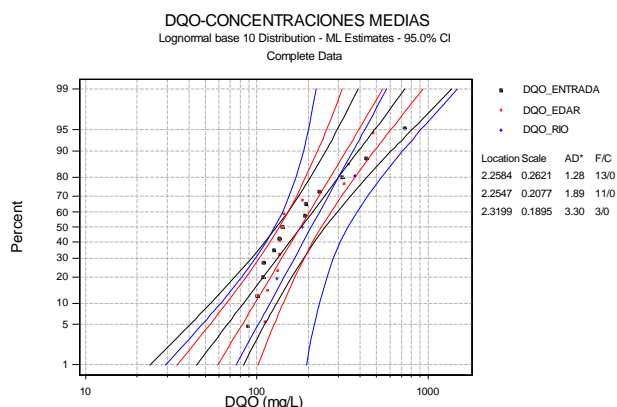


Figura 7-36. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de DQO en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

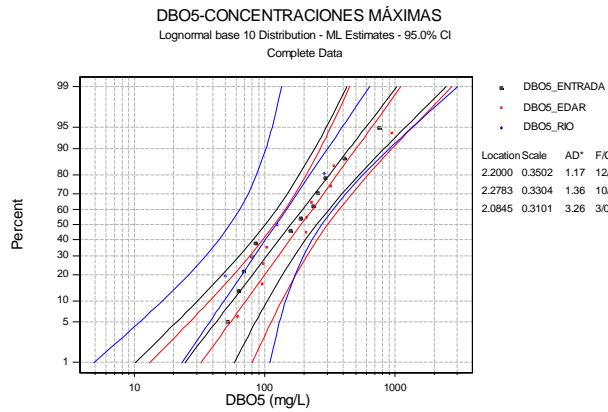


Figura 7-37. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de DBO₅ en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

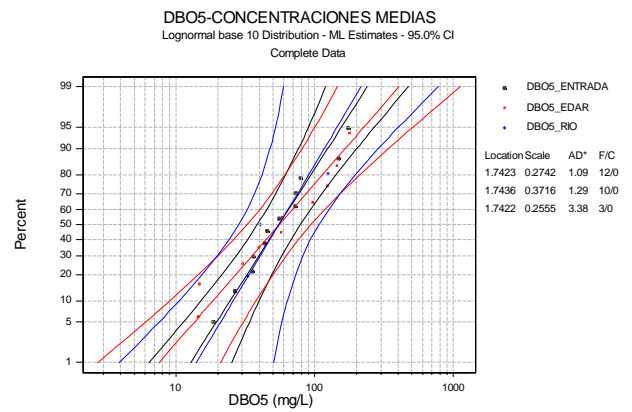


Figura 7-38. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de DBO₅ en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

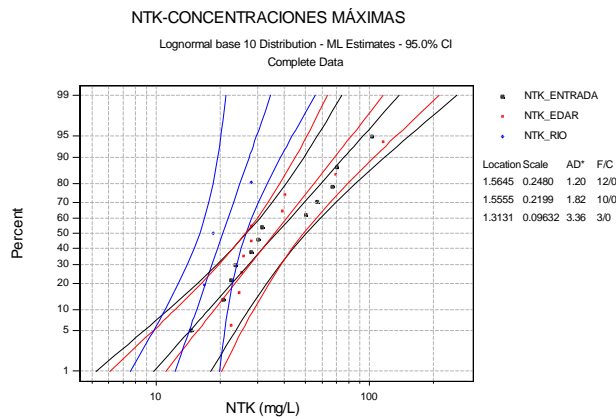


Figura 7-39. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de NTK en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

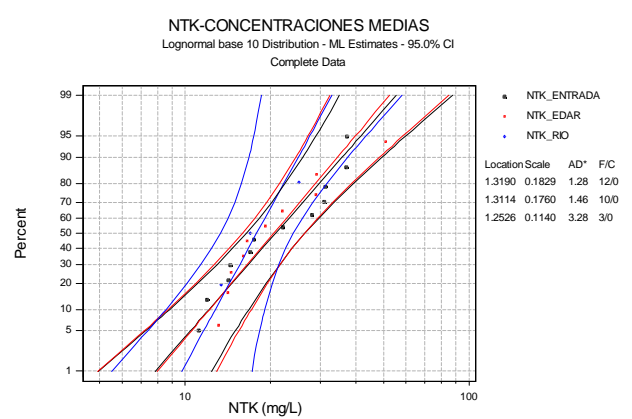


Figura 7-40. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de NTK en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

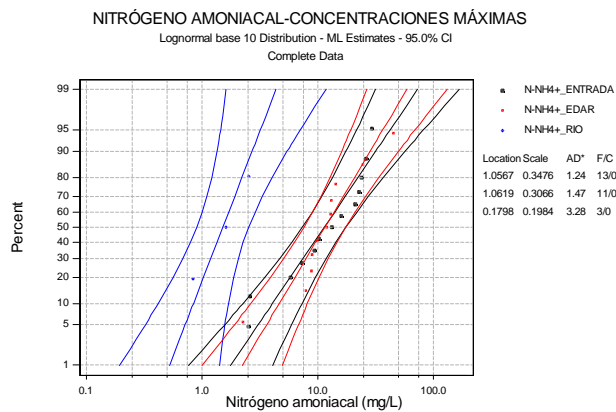


Figura 7-41. Distribuciones lognormal para las concentraciones máximas de nitrógeno amoniacal en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

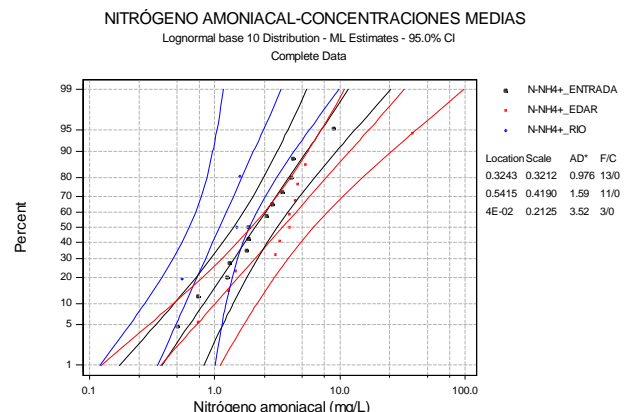


Figura 7-42. Distribuciones lognormal para las concentraciones medias de nitrógeno amoniacal en las distintas secciones del depósito-aliviadero.

Observando las figuras anteriores se puede concluir que, en cuanto a concentraciones máximas, las funciones de distribución que se han obtenido tanto a la entrada como a la salida son muy similares. Si se comparan las funciones de

distribución de concentraciones máximas de la entrada con las de la salida hacia el medio receptor se observa que para los SST, DQO y DBO₅ son también parecidas, mientras que para el NTK y el nitrógeno amoniacal están situadas más hacia la izquierda, lo que significa que las puntas de concentración de NTK y nitrógeno amoniacal vertidas al medio receptor son menores que las puntas de concentración en la sección de entrada. El comportamiento de las concentraciones medias es similar al de las concentraciones máximas. Sólo llama la atención el que la función de distribución de la concentración media de vertido de los SST esté situada a la derecha de la función de distribución de la concentración media de suceso de SST, lo que indica que la CMV de SST es mayor que la CMS.

7.3. SÍNTESIS DE RESULTADOS DE LA MODELIZACIÓN

7.3.1. Síntesis de resultados de la modelización de la cuenca de Cancelón

7.3.1.1. Modelización de la hidráulica

Para realizar la calibración del modelo hidráulico se utilizaron los siguientes parámetros del bloque RUNOFF:

- WW(3): porcentaje impermeable de la subcuenca
- WW(5): rugosidad de Manning en el área impermeable
- WSTOREI: detención en la superficie del área impermeable

Mientras que el primero de ellos se consideró variable en cada subcuenca, para los otros dos se tomó el mismo valor en todas las subcuencas.

La calibración del modelo hidráulico se hizo en dos etapas. En la primera etapa se ajustó el volumen, variando únicamente las impermeabilidades, y en la segunda etapa ajusto la forma utilizando el PEST para optimizar el valor de la rugosidad de Manning y la detención en la superficie de las áreas impermeables.

Tras la primera etapa se tomaron los valores de las impermeabilidades que se habían estimado multiplicados por 0.65.

En la siguiente tabla se muestran los valores de los parámetros estimados tras aplicar el PEST:

Tabla 7-24. Resultados del proceso de calibración del modelo hidráulico de Cancelón con el PEST.

| Parámetro | Valor estimado | Intervalo de confianza del 95% | |
|--------------|----------------|--------------------------------|-----------------|
| | | Límite inferior | Límite superior |
| WW(5) | 0.020784 | 0.019098 | 0.0224702 |
| WSTOREI (mm) | 0.00028432 | -0.14378262 | 0.14435127 |

Para hacer una valoración de los resultados obtenidos se puede comparar con los que se obtuvieron en la cuenca de Santiago Este cuando se realizó su modelización

(Cagiao, J.; 2002). Para realizar la calibración del modelo hidráulico de Santiago Este se utilizaron los siguientes parámetros del bloque RUNOFF y el TRANSPORT:

- WW(5): rugosidad de Manning de las superficies calle
- WW(4): pendiente de las superficies tejado
- ROUGH: rugosidad de Manning de los conductos

Tabla 7-25. *Resultados del proceso de calibración del modelo hidráulico de Santiago Este con el PEST.*

| Parámetro | Valor estimado | Intervalo de confianza del 95% | |
|-----------|----------------|--------------------------------|-----------------|
| | | Límite inferior | Límite superior |
| ROUGH | 0.024 | 0.0228 | 0.0256 |
| WW(5) | 0.026 | 0.0163 | 0.0367 |
| WW(4) | 0.00027 | 0.000223 | 0.000318 |

El único parámetro que se optimizó en los dos casos fue el de la rugosidad de Manning en las superficies impermeables y en ambos casos se obtuvo un valor óptimo parecido (entre 0.02 y 0.03).

El error obtenido en el balance de masas tanto en el proceso de calibración como en el de validación del modelo hidráulico de Cancelón se presenta en la siguiente tabla:

Tabla 7-26. *Error en la calibración y validación del modelo hidráulico de Cancelón.*

| | Volumen real (m ³) | Volumen SWMM (m ³) | Diferencia | Error |
|----------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------|--------|
| Calibración Cancelón | 30000 | 30666 | -666 | -2.22% |
| Validación Cancelón | 23033 | 22824 | 209 | 0.91% |

Los errores cometidos en la simulación de caudales instantáneos, tanto en la calibración como en la validación, son poco importantes con unos promedios en valor absoluto, respectivamente, de 11.8 y 7.47 L/s. Además, si se compara con el resultado obtenido en la calibración de Santiago Este se observa que el resultado obtenido es mejor (el error cometido en este caso tenía un valor medio de 80 L/s). Esta mejoría puede deberse a que se ha simulado una variación horaria del caudal de tiempo seco, en lugar de introducir un caudal de tiempo seco constante, y se han respetado las horas a las que se produjeron los sucesos.

Finalmente, a modo de ejemplo y para que se aprecie la bondad del ajuste, se muestra gráficamente la comparación entre los valores de caudales reales (medidos en campo) y los simulados por el SWMM, con los valores de los parámetros ya calibrados, de cuatro de los sucesos muestreados durante la campaña de medida. Sólo el primero de ellos fue utilizado en el proceso de calibración, los tres restantes se utilizaron en la validación.

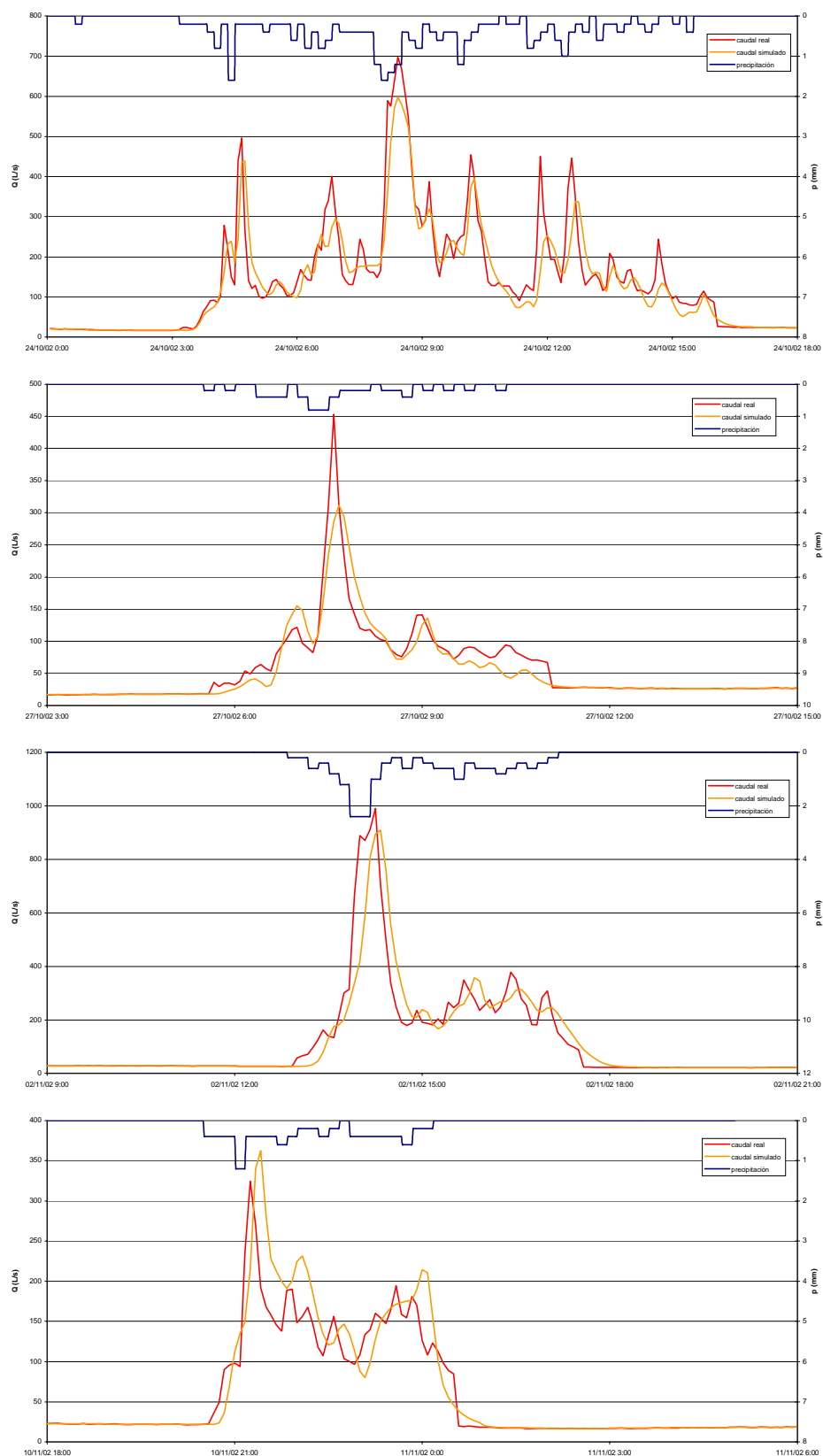


Figura 7-43. Comparación de caudal real y simulado.

7.3.1.2. Modelización de la contaminación

Para realizar la calibración del modelo de contaminación se utilizaron los siguientes parámetros del bloque RUNOFF:

- DDLIM, DDPOW: coeficientes del modelo de acumulación de suciedad en la superficie de las cuencas
- RCOEF, WASHPO: coeficientes del modelo de lavado de la contaminación acumulada en la superficie de las cuencas

La calibración del modelo de contaminación se realizó utilizando el PEST para optimizar el valor de estos cuatro parámetros. En la siguiente tabla se muestran los valores de los parámetros estimados tras aplicar el PEST:

Tabla 7-27. Resultados del proceso de calibración del modelo de contaminación de Cancelón con el PEST.

| Parámetro | Valor estimado | Intervalo de confianza del 95% | |
|-----------------------------|----------------|--------------------------------|-----------------|
| | | Límite inferior | Límite superior |
| DDLIM (Kg/ha) | 114.327 | 110.202 | 118.454 |
| DDPOW (días ⁻¹) | 0.01281116 | 0.01234123 | 0.01328108 |
| WASHPO | 1.26751 | 1.25705 | 1.27797 |
| RCOEF (mm ⁻¹) | 4.01897 | 3.86953 | 4.16846 |

Para hacer una valoración de los resultados obtenidos se pueden comparar con los que se obtuvieron en la cuenca de Santiago Este cuando se realizó su modelización (Cagiao, J.; 2002). Para realizar la calibración del modelo de contaminación de Santiago Este se utilizaron los mismos parámetros del bloque RUNOFF que en la calibración de Cancelón. En Santiago Este se obtuvieron los parámetros óptimos para cada suceso analizado individualmente y se promediaron para obtener los valores que se introdujeron finalmente en el modelo. En la siguiente tabla se muestran los valores adoptados finalmente en Cancelón y Santiago Este..

Tabla 7-28. Valores de los parámetros de contaminación adoptados en Cancelón y Santiago Este tras la calibración.

| SUCESO | DDLIM (Kg/ha) | DDPOW (días ⁻¹) | WASHPO | RCOEF (mm ⁻¹) |
|---------------|---------------|-----------------------------|--------|---------------------------|
| Cancelón | 114.327 | 0.012811 | 1.2375 | 4.0190 |
| Santiago Este | 63 | 1.00 | 9.6 | 1.00 |

El valor del parámetro DDLIM de Cancelón es superior al de Santiago Este, sin embargo el valor de DDPOW de Cancelón es inferior. En la gráfica siguiente se representa el modelo de acumulación de sólidos en suspensión que se obtuvo en la subcuenca de Cancelón.

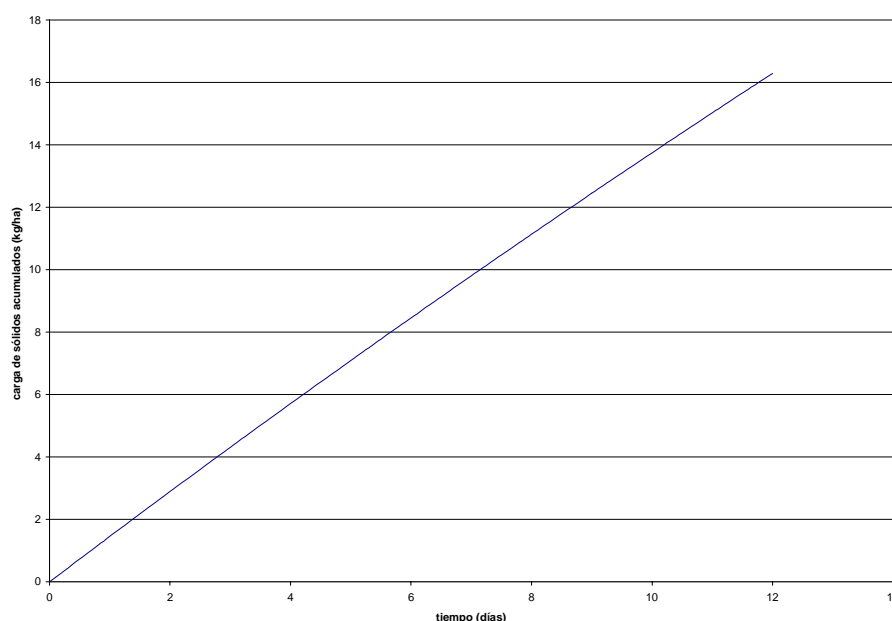


Figura 7-44. Modelo de acumulación de SS en Cancelón.

El resultado obtenido podría aproximarse a una recta (modelo lineal) para el entorno de valores de tiempo seco en el que se suele trabajar.

En cuanto a los parámetros de lavado se obtuvo en Cancelón un valor inferior para el WASHPO y un valor superior para el RCOEF.

No se le ha dado mayor importancia a las diferencias encontradas en los valores presentados ya que ya existen algunos estudios (Ahyerre, M.; 1998) que demuestran que se pueden obtener resultados de simulación muy parecidos con valores de estos coeficientes muy distintos.

El error obtenido tanto en el proceso de calibración como en el de validación del modelo de contaminación de Cancelón se presenta en la siguiente tabla:

Tabla 7-29. Error en la calibración y validación del modelo hidráulico de Cancelón.

| | Masa real (kg) | Masa SWMM (kg) | Diferencia | Error |
|----------------------|----------------|----------------|------------|---------|
| Calibración Cancelón | 4845956 | 4873526 | -27570 | -0.57% |
| Validación Cancelón | 35262 | 41257 | -5994 | -17.00% |

El error de en la masa total que atraviesa la sección durante el suceso en la validación aumenta considerablemente. El ajuste no es demasiado bueno como se puede observar en las siguientes gráficas en las que se compara los valores de las concentraciones reales (medidas en el laboratorio sobre las muestras capturadas) y las simuladas por el SWMM de cuatro de los sucesos muestreados durante la campaña de medida.

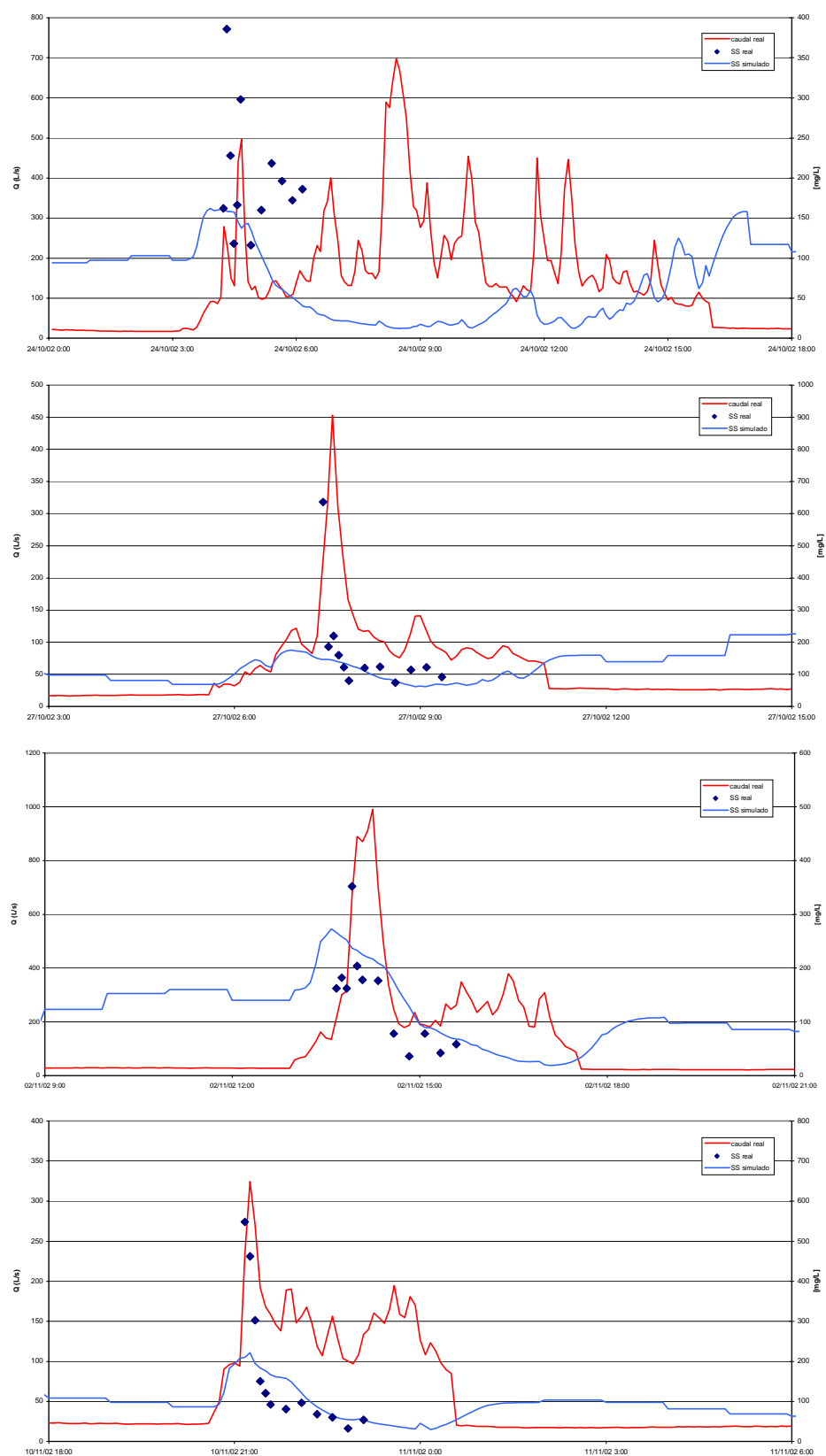


Figura 7-45. Comparación de concentraciones de SS reales y simuladas.

7.3.2. Síntesis de resultados de la modelización del depósito-aliviadero de la subcuenca de Cancelón

7.3.2.1. Síntesis de resultados de la modelización en continuo

La modelización en continuo del depósito ha servido para extraer conclusiones acerca del comportamiento hidráulico del mismo y para simular otras configuraciones de depósitos-aliviadero de interés. Por falta de datos de contaminación que introducir al modelo no se ha simulado el funcionamiento en continuo del mismo en cuanto a contaminación, aunque si se han hechos algunos cálculos sobre masas de contaminantes vertidas.

Introduciendo los datos de un año completo en el modelo del depósito-aliviadero se puede observar su comportamiento en cuanto a volumen vertido anualmente y número de vertidos anuales. En las figuras 7-46 y 7-47 se muestra el resultado obtenido para las dos situaciones estudiadas (válvula de compuerta y válvula tipo vórtice) en función del volumen de depósito. El criterio que se siguió para variar el volumen fue el de mantener el volumen del depósito en línea y aumentar o disminuir, según el caso, el volumen del depósito fuera de línea.

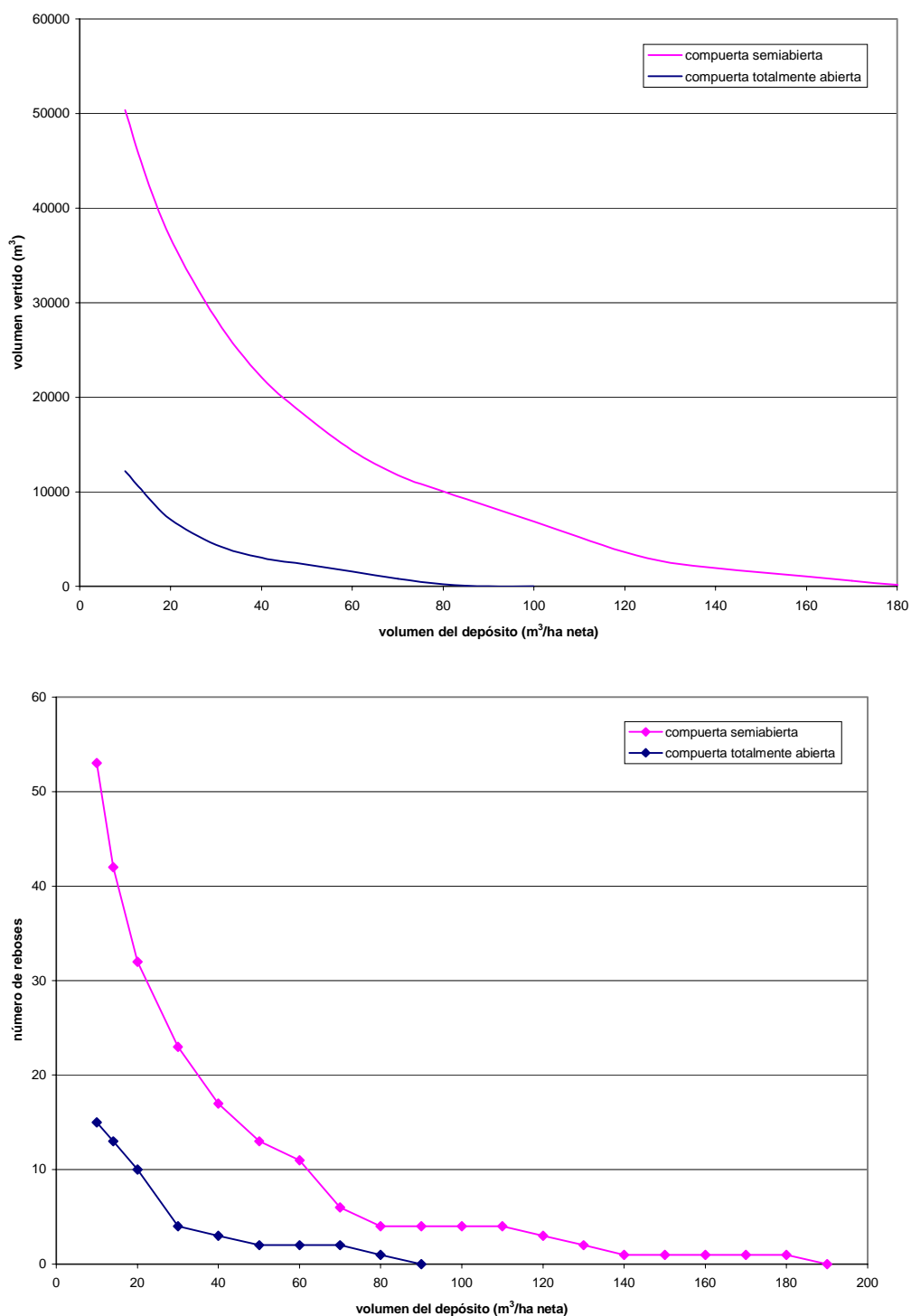


Figura 7-46. Volumen vertido y número de reboses en función del volumen del depósito para el caso de válvula de compuerta.

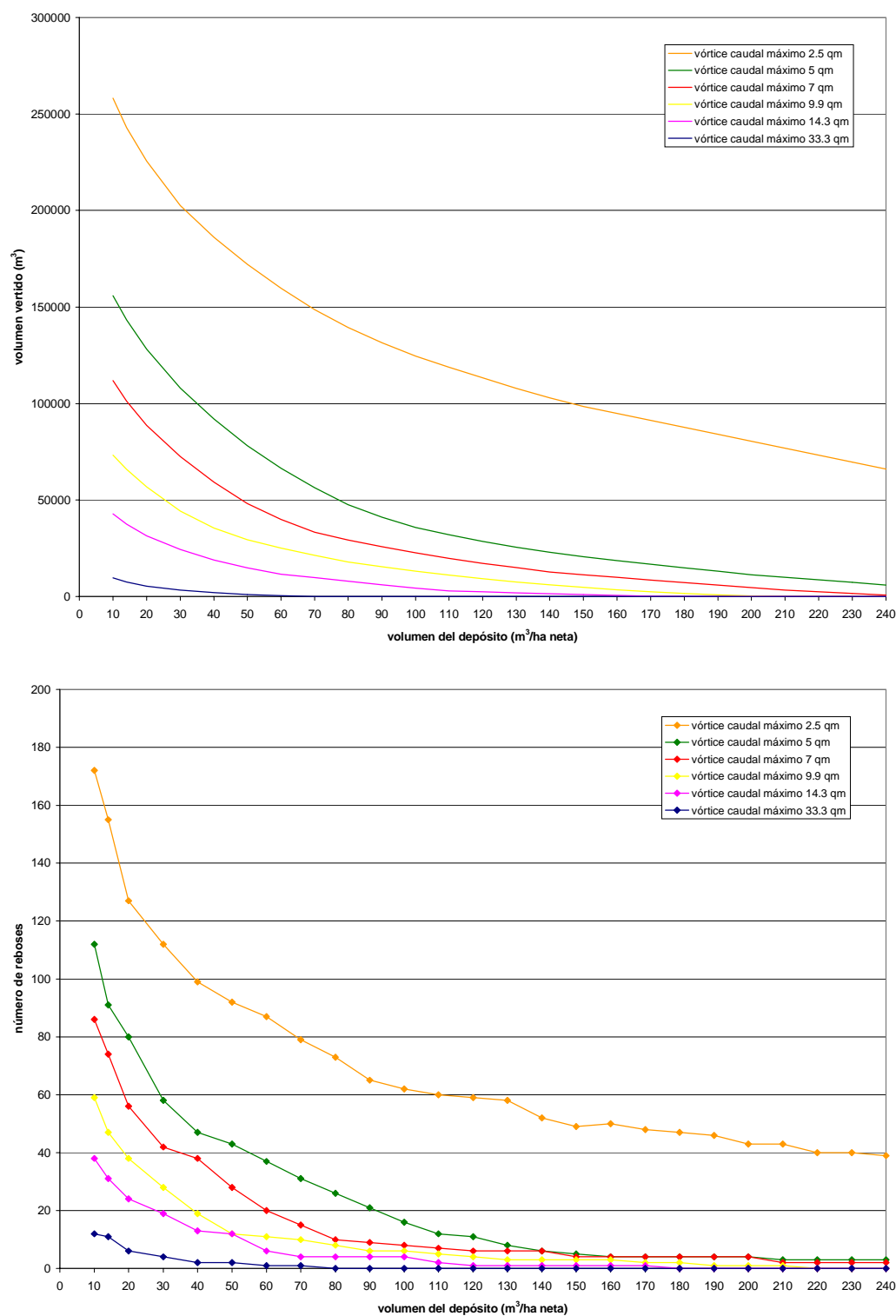


Figura 7-47. Volumen vertido y número de reboses en función del volumen del depósito para el caso de válvula tipo vórtice.

Se pueden comparar estas dos situaciones para caudales máximos de salida a través de estos dispositivos de 14.3 y 33.3 veces el caudal medio de tiempo seco. En la siguiente figura se muestra el resultado de esta comparación.

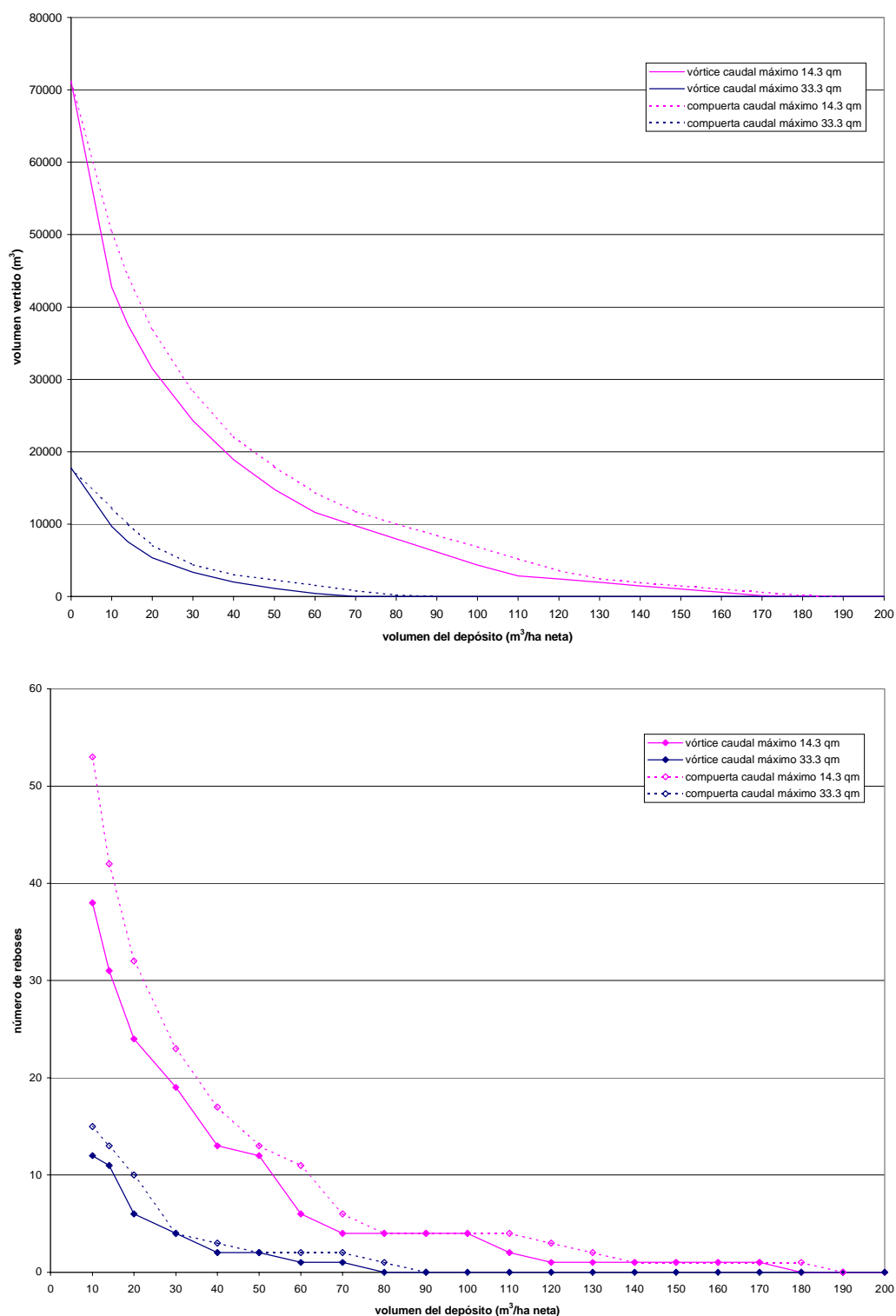


Figura 7-48. Comparación de volumen vertido y número de vertidos para las situaciones de válvula de compuerta y válvula tipo vórtice.

Se observa que se obtienen mejores resultados, menos volumen vertido y menos número de vertidos, si se emplea como dispositivo de salida hacia la EDAR una válvula tipo vórtice.

Siguiendo el criterio de la normativa alemana de que un sistema unitario debe ser equivalente, en cuanto a cargas de contaminantes vertidas (DQO) al medio receptor, a un sistema separativo, se obtiene el siguiente gráfico de diseño de depósitos-aliviadero con vórtice en función del caudal que esta válvula deje pasar hacia la EDAR.

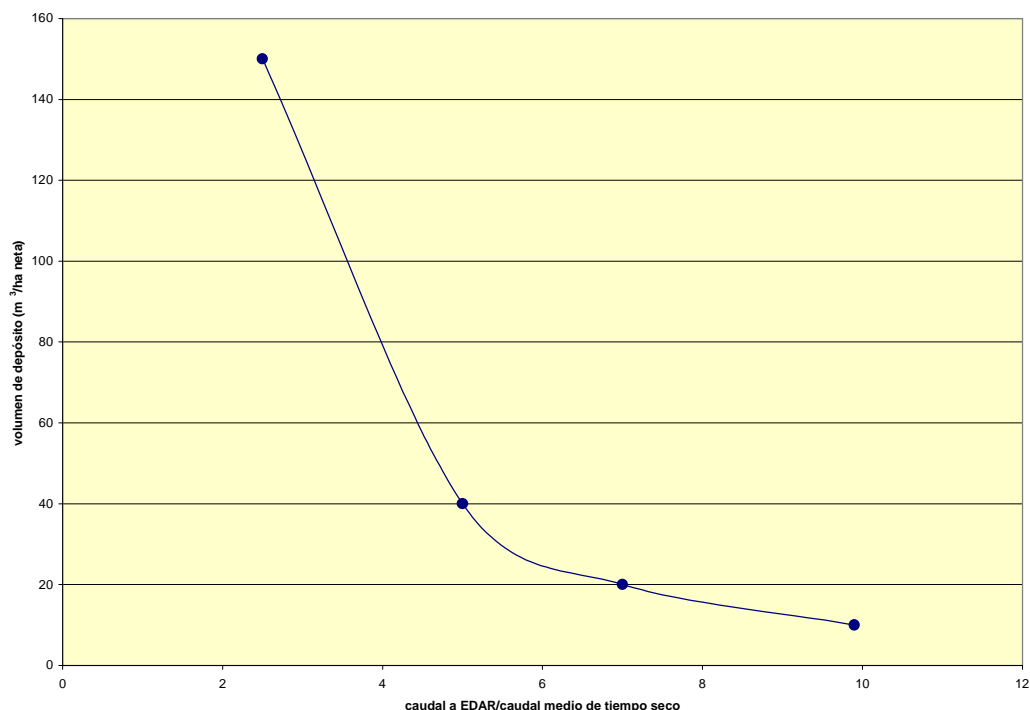


Figura 7-49. Gráfico de diseño de depósitos-aliviadero con vórtice en función del caudal a EDAR.

Se aprecia que es entre los pares de valores $5 Q_m$ -40 m³/ha neta y $7 Q_m$ -20 m³/ha neta en donde el diseño puede estar más equilibrado.

Se puede comparar también el resultado obtenido en Cancelón con el obtenido en Santander (Temprano, J.; 1998). La gráfica que se presenta a continuación fue obtenida utilizando una cuenca urbana ficticia, de 36 ha con un 90% de área impermeable y pendiente del 1%, y con las lluvias reales de Santander de los años 1981 al 1991. Se simularon cuatro casos de caudal admisible en la EDAR: 5, 4, 3 y 2 veces el caudal medio de tiempo seco.

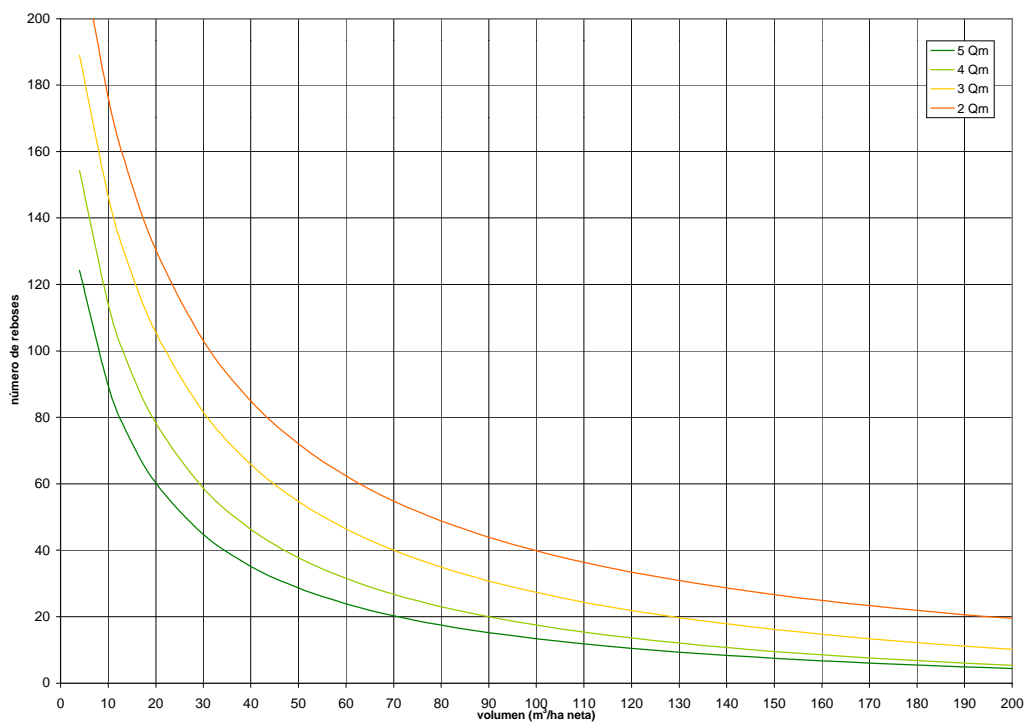


Figura 7-50. Resultado obtenido en Santander.

Si se superponen sobre este gráfico los resultados obtenidos en Santiago se obtiene lo siguiente:

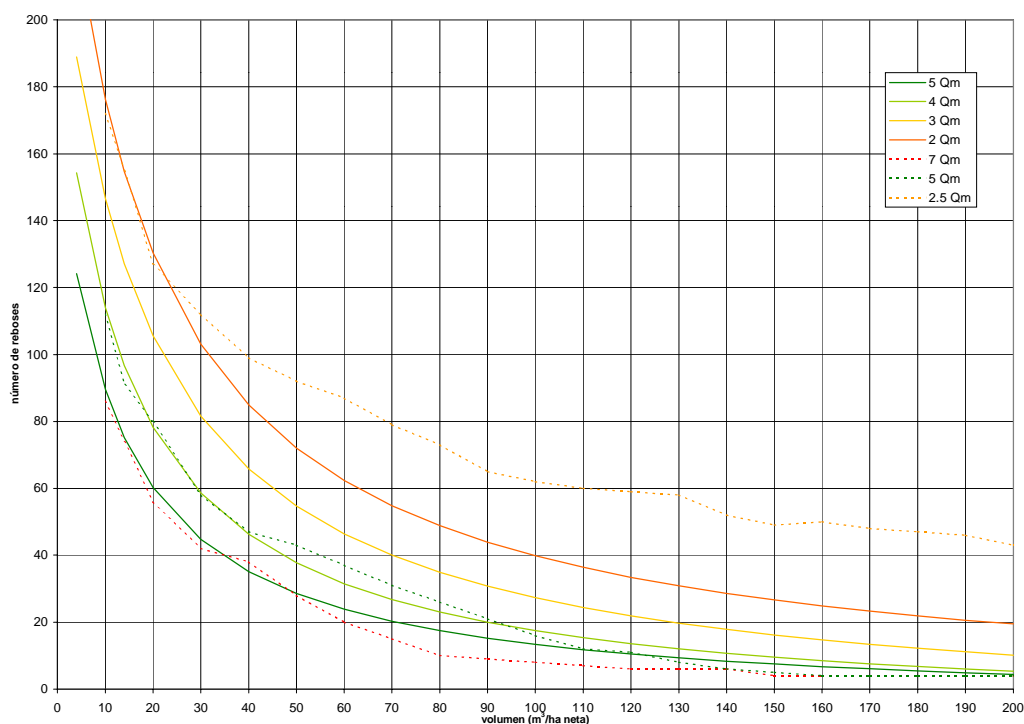


Figura 7-51. Comparación de los resultados obtenidos en Santiago y en Santander.

Si se compara el resultado obtenido en Canelón con el de Santander se observa que las curvas obtenidas en Canelón están ligeramente por encima. Esto se debe a

que las características de las precipitaciones de Santiago son distintas a las de Santander y que las cuencas analizadas son diferentes. A pesar de todo, las curvas definen un rango de diseño muy parecido.

De los cálculos de volumen vertido en Santiago se deduce que si se quiere mandar a EDAR un caudal máximo de cinco veces el caudal medio de tiempo seco habría que dimensionar un depósito de unos 40 m³/ha neta. Con este diseño según la gráfica se producirían unos 45 reboses al año.

7.3.2.2. Síntesis de resultados de la modelización de un suceso sintético

La modelización del comportamiento del depósito-aliviadero ante un suceso sintético ha servido para estudiar el funcionamiento del mismo en cuanto a eliminación de contaminación.

A partir de la lluvia de diseño máxima anual y con ayuda del SWMM se obtuvo un hidrograma que sirvió de base para obtener el hidrograma y polutograma de diseño que se presenta a continuación.

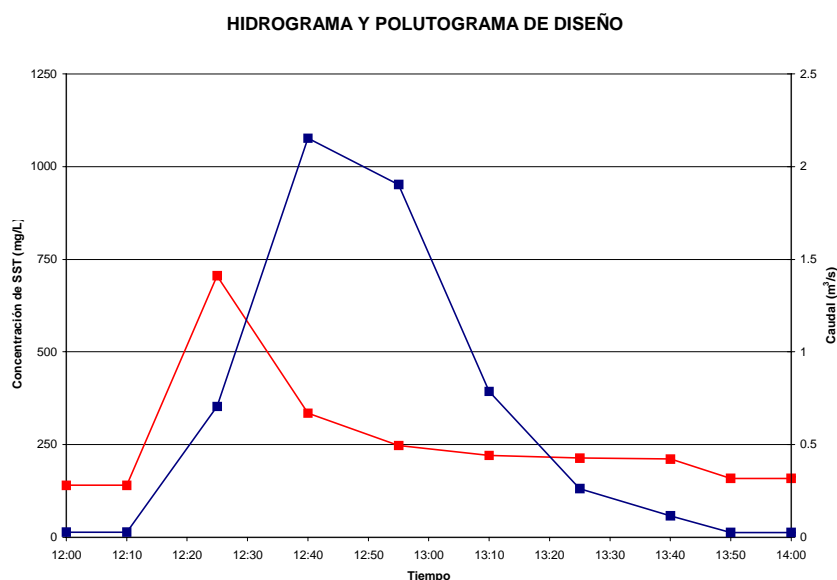


Figura 7-52. Hidrograma y polutograma de diseño.

Introduciendo este suceso de diseño en el modelo del depósito para distintos volúmenes de depósito (10, 14, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 y 110 m³/ha neta) y con distintos valores de la relación entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea (0.1, 0.25, 0.5, 1 y 2) para las situaciones de compuerta (totalmente abierta y semiabierta) y válvula tipo vórtice (con caudales de salida de 2.5, 5, 7, 9.9, 14.3 y 33.3 veces el caudal medio de tiempo seco) y comparando los resultados obtenidos se llega a las siguientes conclusiones:

- Al aumentar el volumen del depósito-aliviadero disminuye el volumen de agua vertido al medio receptor, como es lógico. Además, en el caso de válvula de compuerta, para un mismo volumen total de la instalación se consigue

disminuir el volumen vertido si se disminuye la relación entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea.

- Al aumentar el volumen del depósito-aliviadero disminuye también la masa de contaminante vertida al medio receptor. Se observa que no sólo disminuye la cantidad de masa vertida al medio receptor al aumentar el volumen del depósito sino que además para un mismo volumen total de la instalación se vierte menos masa cuanto más grande es el volumen fuera de línea. Se llegan a conseguir mejoras de hasta un 49.9% en el caso de la compuerta semiabierta y hasta de un 66.0% en el caso de la compuerta completamente abierta si se pasa de una relación entre el volumen en línea y el volumen fuera de línea de 2 a 0.1. Las mejoras en el caso de válvula tipo vórtice no son tan acusadas, pero sí interesantes, llegando como mucho a disminuir un 20% la cantidad de masa vertida al medio receptor.

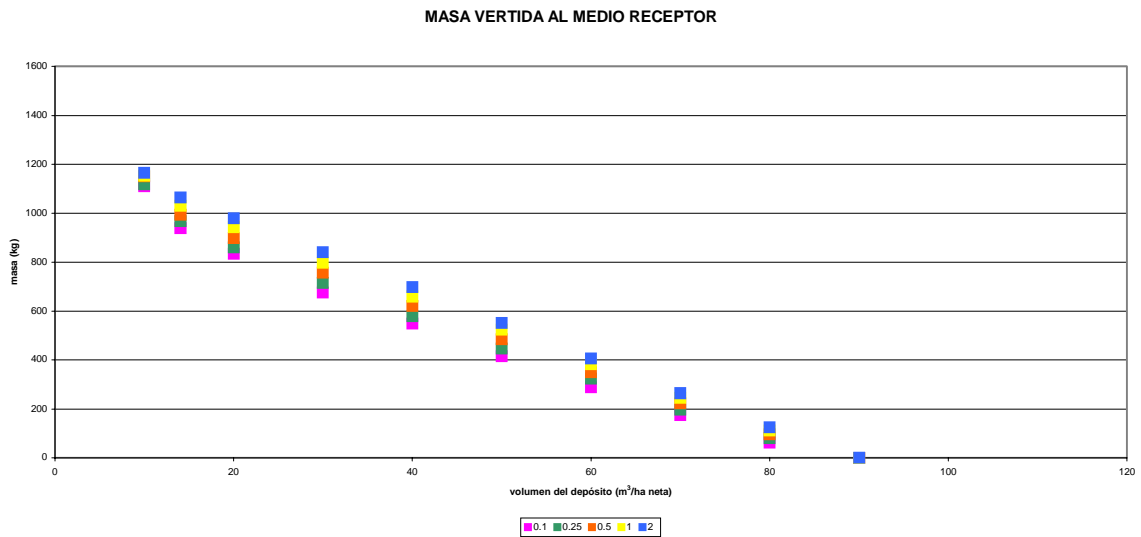


Figura 7-53. Masa total vertida al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con la compuerta semiabierta.

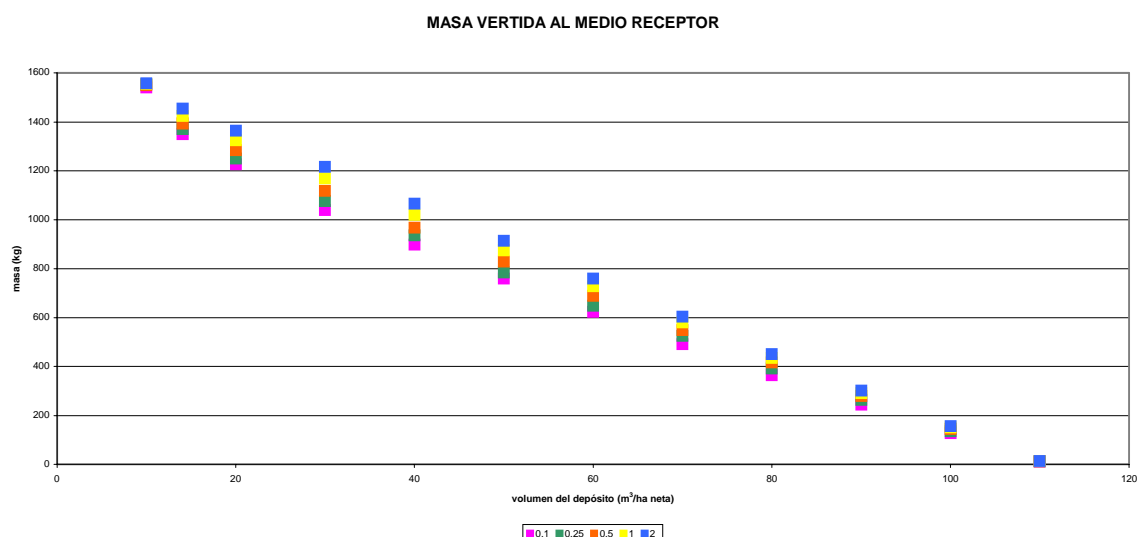


Figura 7-54. Masa total vertido al medio receptor para los distintos volúmenes de depósito y distintas relaciones entre volumen en línea y fuera de línea con válvula tipo vórtice de caudal 2.5 veces el caudal de tiempo seco.

- Otro aspecto que se observó es que las puntas de concentración de contaminante vertido al medio receptor se atenúan al aumentar el volumen del depósito y, para un mismo volumen, cuando se aumenta el volumen fuera de línea.

7.4. COMPARACIÓN DE LAS DISTINTAS NORMATIVAS EUROPEAS PARA LA DETERMINACIÓN DE UN VOLUMEN DE ALMACENAMIENTO EN LA CUENCA DE CANCELÓN

En la siguiente tabla se muestra de forma resumida los resultados obtenidos en el capítulo anterior, para la subcuenca de Cancelón, al aplicar las distintas normativas europeas.

Tabla 7-30. Comparación de volúmenes de almacenamiento de diseño según las distintas normativas europeas.

| Normativa | Volumen total (m³) | Volumen específico = Volumen total / Área neta (m³/ha neta) | Caudal a EDAR (L/s) | Caudal a EDAR |
|------------------------------|--------------------|---|---------------------|--------------------|
| Alemana | 1568 | 35.0 | 59 | 2.6 Q _m |
| Alemana corregida | 396 | 8.8 | 59 | 2.6 Q _m |
| Española (Británica-Alemana) | 538 | 12.0 | 228 | 9.9 Q _m |
| Francesa | 967 | 21.6 | 69 | 3.0 Q _m |
| Holandesa | >896 | >20.0 | - | - |

La normativa alemana obliga a diseñar el depósito con el triple de capacidad que la española. Esto es debido a que limita más el caudal que se ha de conducir a la EDAR ya que no está permitido que se produzcan reboses en la misma. La normativa francesa y holandesa dan un resultado bastante parecido e intermedio entre la española y la alemana.

Entrando en la figura 7-47 con los valores de volumen específico y caudal a EDAR se puede obtener un resultado aproximado del volumen vertido y del número de vertidos al año. Estos resultados aproximados se muestran en la tabla siguiente.

Tabla 7-31. Comparación de volúmenes vertidos y número de vertidos según las distintas normativas europeas.

| Normativa | Volumen específico (m ³ /ha neta) | Caudal a EDAR | Volumen vertido (m ³) | Volumen de escorrentía tratada % | Número de vertidos |
|------------------------------|--|--------------------|-----------------------------------|----------------------------------|--------------------|
| Alemana | 35.0 | 2.6 Q _m | 200000 | 54 | 95 |
| Alemana corregida | 8.8 | 2.6 Q _m | 270000 | 37 | 180 |
| Española (Británica-Alemana) | 12.0 | 9.9 Q _m | 70000 | 84 | 55 |
| Francesa | 21.6 | 3.0 Q _m | 210000 | 51 | 120 |
| Holandesa | >20.0 | - | - | - | - |

7.5. CONCLUSIONES

- Sobre el estado del conocimiento:
 - La completa revisión bibliográfica de técnicas de gestión de la escorrentía urbana realizada ha permitido profundizar en el conocimiento de los sistemas de control y tratamiento de reboses y, más específicamente, en la tipología de depósito-aliviadero. Se ha constatado la amplia variedad de sistemas que existen, de la mayoría de los cuales en España no hay ninguna experiencia.
 - Tras la revisión y el análisis de las diferentes normas y directrices de dimensionamiento se ha corroborado la dispersión de criterios y la relación que existe entre cada norma y las características locales de cada país. Esto implica que la extrapolación directa no es recomendable. Se confirma la necesidad de elaborar unas directrices a nivel nacional que tengan en cuenta las diferentes regiones climáticas de la península y que consideren, así mismo, ciertos parámetros descriptores específicos de cada sistema de alcantarillado.
- Sobre la metodología:
 - La metodología desarrollada para caracterizar una subcuenca de saneamiento y un depósito-aliviadero, tanto desde el punto de vista hidráulico como de contaminación, se ha mostrado efectiva y ha permitido obtener resultados fiables y válidos, pese a la complejidad de los fenómenos que intervienen en el problema.
 - La metodología utilizada en la parametrización de los sucesos, ya aplicada en parte en el “Programa nacional de medición de descargas de sistemas unitarios” (PROMEDSU), permite la comparación de resultados entre distintas cuencas y puede servir de referencia para asentar una base de datos nacional (como ya existe en otros países). El análisis del comportamiento de un depósito-aliviadero utilizando fichas de suceso es una metodología totalmente novedosa.
 - Se considera que para conocer el comportamiento de una cuenca en tiempo de lluvia es fundamental realizar una caracterización de las aguas residuales de tiempo seco, tanto en caudal como en contaminación, que permita, en tiempo de lluvia, diferenciar la masa de contaminación que

procede de las aguas residuales de tiempo seco y la que es movilizada por el suceso de lluvia.

- La función de distribución de probabilidad lognormal se ajusta a los datos de las concentraciones máximas, las concentraciones medias de suceso y las cargas específicas movilizadas.
- Sobre la experiencia de campo:
 - Las “duras e intensas” tareas de campo han permitido conocer mejor la instrumentación y han puesto de manifiesto la importancia de las labores de mantenimiento.
- Sobre las herramientas de modelización:
 - El modelo “Storm Water Management Model” (SWMM) se ha mostrado como un programa robusto y fiable para la modelización hidráulica de sistemas de saneamiento, pero no así para la modelización de la contaminación.
 - La modelización del comportamiento de un sistema de control y tratamiento de reboses basado en depósitos mediante la implementación de la ecuación de conservación de masa en una hoja de cálculo se ha revelado como una alternativa válida y flexible.
- Sobre la cuenca:
 - Las concentraciones máximas que genera la cuenca en los polutogramas son, en general, bajas (a excepción de los sólidos en suspensión totales y el NTK), aunque todos los valores están muy por encima de los valores punta de tiempo seco. Estos valores “bajos” se deben tanto al carácter semi-urbano y a la pendiente media de la cuenca, como al régimen de precipitaciones.
 - Así mismo, los valores de la concentración media de suceso (CMS) medidos son “bajos”, si se comparan con los de la bibliografía y con los medidos en otras experiencias en España. De nuevo, esto es consecuencia de las características de la cuenca estudiada y de sus aguas residuales de tiempo seco. El agua residual de la subcuenca de Cancelón presenta una contaminación de tipo media-débil, con una fuerte infiltración en determinadas épocas del año, características que sobre todo condicionan las colas de los polutogramas y, por lo tanto, las CMS.
 - Respecto a la movilización de la contaminación durante un suceso de lluvia se puede afirmar que se aprecia adelantamiento de masas en los sólidos en suspensión, en la DBO_5 y en la DQO, con abundantes sucesos en los que cuando ha pasado el 40% del volumen se ha movilizado ya el 75% de la masa de contaminante. Este adelantamiento en los sólidos implica también el adelantamiento de casi todos los metales pesados.

- Del balance de masa de contaminación asociada a tiempo seco y de la asociada a tiempo de lluvia se concluye que la masa de sólidos en suspensión y metales pesados proceden fundamentalmente de fenómenos asociados a la escorrentía urbana (valores siempre superiores al 70% en SST y al 85% en metales), ya sea del lavado y arrastre desde la superficie de la cuenca o de fenómenos de resuspensión en la red (predominantes). Por el contrario, el nitrógeno amoniacal presenta un valor medio del porcentaje de masa de contaminación asociada a escorrentía del 28%, que indica que el aporte de aguas residuales tiene un peso relativo importante (72%).
- Los valores de masa de contaminación movilizada por unidad de superficie de la subcuenca de Cancelón son “bajos”. Nuevamente hay que achacarlo al carácter semi-urbano de la cuenca.
- Si aguas abajo de la subcuenca de Cancelón existiese un simple aliviadero, sin capacidad de almacenamiento, que vertiese al medio receptor a partir de 2.5, 5, 7 ó 9.9 veces el caudal de tiempo seco las masas de SST, DBO₅ y DQO que llegarían al medio receptor procederían de los reboses de este aliviadero y de los vertidos de agua ya tratada en la EDAR según los siguientes porcentajes:

Tabla 7-32.

Porcentaje de masas vertidas al medio receptor según su origen con la hipótesis de aliviadero.

| Caudal a EDAR | Masa de SST | | Masa de DBO ₅ | | Masa de DQO | |
|--------------------|-------------|----------|--------------------------|----------|-------------|----------|
| | EDAR % | RAU % | EDAR % | RAU % | EDAR % | RAU % |
| 2.5 Q _m | 21.0% | 79.0% | 47.8% | 52.2% | 43.7% | 56.3% |
| 5 Q _m | 30.9% | 69.1% | 60.7% | 39.3% | 56.7% | 43.3% |
| 7 Q _m | 38.5% | 61.5% | 68.3% | 31.7% | 64.7% | 35.3% |
| 9.9 Q _m | 48.7% | 51.3% | 76.6% | 23.4% | 73.6% | 26.4% |

- El vertido de un suceso de la subcuenca de Cancelón, con la hipótesis de simple aliviadero que vierta a partir de cinco veces el caudal de tiempo seco, puede equivaler en sólidos en suspensión al que produciría una población de 15800 habitantes que no depurase sus aguas residuales.
- Las características generales de las aguas residuales en tiempo seco y en tiempo de lluvia cambian radicalmente: la relación de biodegradabilidad (DQO/DBO₅) pasa de un valor de 1.95 en tiempo seco hasta valores de 5.1 en tiempo de lluvia por lo que las aguas en periodos de lluvia son menos biodegradables; la relación entre el N-NH₄⁺ y el NTK baja hasta un valor medio en tiempo de lluvia de 0.11, lo que supone la quinta parte del valor en tiempo seco, y el porcentaje de DQO sedimentable aumenta de forma muy significativa pasando de valores del orden del 40% a valores del orden del 70%.
- Las concentraciones máximas de metales pesados en tiempo seco son bajas y no representaban un problema para los procesos biológicos en la EDAR. Sin embargo, en tiempo de lluvia las concentraciones máximas de metales pesados que se envían hacia EDAR son de tal magnitud que

pueden inhibir, en el caso del plomo, zinc y aluminio, los procesos de eliminación de materia orgánica carbonosa y, en el caso del zinc y cobre, los de nitrificación.

- Los metales pesados que en tiempo seco se presentaban en gran parte en forma disuelta (a excepción del aluminio, hierro y plomo) aparecen en tiempo de lluvia casi totalmente en forma particulada, siendo radical el cambio en el caso del níquel, cobre y zinc. Este cambio se pone de manifiesto de forma mucho más clara al analizar las concentraciones máximas de suceso. Estas masas de metales pesados, de buena sedimentabilidad, pasaran a formar parte de los fangos de la EDAR, lo que puede dar lugar a la superación de los estándares para su uso en agricultura.
- Del análisis de correlaciones simples realizado con las muestras tomadas en tiempo de lluvia se concluye que las mismas mejoran muy significativamente respecto a tiempo seco. Se pueden destacar las muy buenas correlaciones entre sólidos y metales pesados, lo cual es lógico tras los comentarios ya realizados. Esto permite, a partir del análisis de la masa de sólidos en suspensión vertida al medio receptor, obtener un buen orden de magnitud de la masa vertida de metales pesados.
- También, a partir de las ecuaciones de regresión lineal obtenidas, se pueden estimar los nutrientes vertidos al medio receptor conociendo la masa de sólidos vertidos.
- Sobre el dimensionamiento y diseño de sistemas de control y tratamiento de reboses (SCTR):
 - Mediante las curvas elaboradas a partir de las simulaciones en continuo y de las funciones de probabilidad calculadas, así como de las correlaciones entre contaminantes pueden elaborarse las siguientes estrategias de dimensionamiento para depósitos-aliviadero en cuencas semejantes a la estudiada:
 - a. Definir el volumen específico total del SCTR a partir de la definición de un caudal máximo hacia EDAR y un volumen de agua de escorrentía máximo a verter al medio receptor en un año.
 - b. Definir el volumen específico total del SCTR a partir de la definición de un caudal máximo hacia EDAR y un número de reboses al año.
 - c. Definir el volumen específico total del SCTR a partir de la definición de una masa máxima a verter al medio de un contaminante a lo largo de un año (por ejemplo nutrientes o metales pesados).
 - Si además se utiliza un modelo de simulación del depósito-aliviadero y una metodología de generación de polutogramas sintéticos asociados a hidrogramas se puede definir el volumen específico total del SCTR a partir de la definición de una concentración máxima de vertido de un determinado contaminante.

- Como referencia se podría considerar que si se adopta un caudal hacia EDAR igual a cinco veces el caudal medio de tiempo seco y se limita el número de reboses al año a 20 habría que diseñar los depósitos-aliviadero con un volumen de unos 90-100 m³/ha, con lo que se trataría en EDAR más del 90% del volumen de la escorrentía. El adoptar como valor hacia EDAR cinco veces el caudal medio de tiempo seco implica que en ésta esté exista un depósito fuera de línea capaz de almacenar temporalmente las aguas de tormenta o que el tratamiento primario esté sobredimensionado, ya que los procesos biológicos tradicionales soportan difícilmente este tipo de puntas de caudal.
- Una vez analizados los volúmenes específicos de detención en los depósitos-aliviaderos se constata que soluciones de depósito de decantación-aliviadero (con tiempos de retención hidráulica de media hora) precisan menos volumen. Las características de las aguas en tiempo de lluvia, que ya se han descrito, apuntan la buena sedimentabilidad y, por lo tanto, los altos rendimientos que se podrían obtener. Esta solución no sería válida para control de vertido de contaminación bacteriológica, en donde no queda más remedio (si no hay desinfección en línea) que capturar volumen de agua.
- Tras la caracterización y modelización del depósito-aliviadero de Cancelón se concluye que se podría mejorar el diseño de estas infraestructuras haciendo lo siguiente:
 - a. Aumentando la relación entre el volumen fuera de línea y el volumen en línea. Del análisis de los resultados de la modelización de depósitos-aliviadero con distintos repartos del volumen en línea y fuera de línea se concluye que cuanto mayor es el volumen fuera de línea mejores rendimientos se obtienen; si se pasa de un reparto (volumen en línea:volumen fuera de línea) 1:1 a 1:10, para un mismo volumen total, se puede reducir hasta en un 60% la masa de contaminante vertida al medio receptor.
 - b. Regulando el caudal de salida hacia EDAR con una válvula tipo vórtice o una válvula de compuerta automatizada, cuya apertura varíe en función del nivel de agua en el depósito, para que no existan variaciones de caudal en la salida hacia la EDAR.
 - c. Situando el aliviadero de vertido hacia el medio receptor en el depósito fuera de línea en lugar de en el depósito en línea.
 - d. Diseñando el depósito en línea de forma que no se produzca acumulación de sedimentos en su fondo. Esto se puede conseguir dándole al fondo una mayor pendiente lateral o dotándolo de un sistema propio de limpieza.



BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

AHYERRE, M.; CHEBBO, G.; TASSIN, B.; GAUME, E.; *Storm Water Quality Modelling, an Ambitious Objective?*; Wat. Sci. Tech.; (1998); Vol. 37, nº1, págs 205-213.

ALBERT, L. A.; *Curso básico de toxicología ambiental.*; Limusa, S.A.; México; (2001); 311 págs; ISBN 968-18-2609-4.

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C.; *Chemical Principles of Environmental Pollution.*; Chapman and Hall, Glasgow; (1993); 291 págs.; ISBN 0-7514-0013-0.

AMY, G.; PITT, R.; SINGH, R.; BRADFORD, W. L.; LAGRAFF, M. B.; *Water Quality Management Planning for Urban Runoff*, Environmental Protection Agency; Washington; (1975); EPA-440/9-75-004.

ASCE; *Desing and Construction of Urban Stormwater Management Systems.*; (1992); ASCE Manuals and Reports of Engineering, Practice nº77, WEF Manual of Practice FD-20; 723 págs.; ISBN 0-87262-855-8, ISBN 1-881369-21-8.

ATV-STANDARD A-128: *Standards for the Dimensioning and Desing of Stormwater Structures in Combined Sewer.*; German; Abril 2002.

BARRO, J. R.; SUÁREZ, J., PUERTAS, J.; BENEYTO, M.; CAGIAO, J.; *Problemática y técnicas de gestión de la contaminación de la escorrentía urbana.*; CEDEX; XIX Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras; Madrid; (2001).

BARKDOLL, M. P.; OVERTON, D. E.; BETSON, R. P.; *Some Effects of Dustfall on Urban Stormwater Quality.*; Journal WPCF, (1976); Vol. 49, nº9, págs 1976-1984.

BELL, W.; *A Catalog of Stormwater Quality Best Management Practices for Heavily Urbanized Watersheds*; National Conference on Urban Runoff Management: Enhancing Urban Watershed Management at the Local County, and State Levels; (1995); EPA/625/R-95/003.

BRITISH STANDARD SEWAGE BS 8005. *Part I. Guide to New Sewerage Construction.*; England; (1987).

BROMBACH, H.; XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H. H.; PISANO, W. C.; *Experience with Vortex Separators for Combined Sewer Overflow Control*; Wat. Sci. Tech.; (1993); Vol. 27, nº5-6, págs 93-104.

BUENO, J. L.; SASTRE, H.; LAVIN, A. G.; *Contaminación e ingeniería ambiental, Volumen III: Contaminación de las aguas.*; FICYT; (1997); 810 págs.; ISBN 84-9233131-2-9.

CAGIAO, J.; SUÁREZ, J.; PUERTAS, J.; *Estudio del funcionamiento hidráulico y de la movilización de la contaminación durante sucesos de lluvia en una cuenca unitaria y una separativa en el noroeste de España.*; Tesis doctoral; E. T. S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; Departamento de Métodos Matemáticos y de Representación; Universidade da Coruña; A Coruña; (2002).

CANO, A.; TEJERO, J. I.; *Contaminación de la escorrentía superficial en un área metropolitana de la ciudad de Santander.*; Tesina de Máster de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; E. T. S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente; Universidad de Cantabria; Santander; (1996).

CASTAÑO, J. L.; *Metodología de control del suceso.*; Jornadas de presentación de la experiencia piloto de medición y estudio de las descargas de sistemas unitarios (DSU) del alcantarillado a los medios receptores en tiempo de tormenta en varios municipios españoles; Madrid; Mayo 2000.

CHARBERNEAU, R. J.; BARRETT, M. E.; *Evaluation of Methods for Estimating Stormwater Pollutant Loads.*; Water Environment Research; (1998); Vol. 70, nº7., págs. 1295-1302.

CHRISTENSEN, E. R.; GUINN, V. P.; *Zinc from Automobile Tires in Urban Runoff.*; Journal of the Environmental Engineering Division; Febrero de 1979; págs. 165-168.

CLAYTOR, R.; *Practical Aspects of Stormwater Pond Desinf in Sensitive Areas*; National Conference on Urban Runoff Management: Enhancing Urban Watershed Management at the Local County, and State Levels; (1995); EPA/625/R-95/003.

DEBO, T. N.; REESE, A. J.; *Municipal Storm Water Management.*; Florida: CRC Press; EE.UU.; (1995); 756 págs.; ISBN 0-87371-981-6.

DEUTSCH, J. C.; *Mémento sur l'évacuation des eaux pluviales*; Service Technique de l'Urbanisme; La Documentation Française; Paris; (1989); 349 págs; ISBN 2-11-002179-9

DOHERTY, J.; BREBBER, L.; WHYTE, P.; *PEST. Model Independent Parameter Estimation.*; Watermark Computing; (1994).

DUFFUS, J. H.; *Toxicología ambiental.*; Omega, S.A.; Barcelona; (1983); 173 págs.; ISBN 84-282-0681-3.

ELLIS, J. B.; *Pollutional Aspects of Urban Runoff. In: Urban Runoff Pollution.*; Harry C. Torno, Jiri Marsalek and Michel Desbordes; Springer-Verlag; New York; (1986); NATO ASI Series, Vol. G10, págs 1-38.

ELLIS, J. B.; *Urban Discharges and Receiving Water Quality Impacts*; Adv. Wat. Poll. Control; Pergamon Press, Oxford; (1989); nº7.

ELLIS, J. B.; *Measures for Control and Treatment of Urban Runoff Quality*; Rep. DT3PL/FV/JB; Agence de l'eau Seine-Normandie; (1991).

EMBED, A.; FANLO, A.; DOMPER, J.; *Código de las aguas continentales.*; Lex Nova; (2002); 750 págs.; ISBN 84-8406-183-3.

EPA; *Results of the Nationwide Urban Runoff Program, Volumen I: Final Report.*; U. S. Environmental Protection Agency; Washington; (1983); NTIS Accession Nº PB84-185552.

Especificaciones técnicas básicas para proyectos de conducciones generales de saneamiento.; Confederación Hidrográfica del Norte; Diciembre de 1995.

GRIFFIN, D. M.; RANDALL, C. W.; GRIZZARD, T. J.; *Efficient Desing of Stormwater Holding Basin Used for Water Quality Protection.*; (1980); Water Research, págs. 1549-1554.

GROMAIRE-MERTZ, M. C.; GARNAUD, A.; GONZALEZ, A.; CHEBBO G.; *Characterisation of Urban Runoff Pollution in Paris*; Wat. Sci. Tech.; (1999); Vol. 39, nº2, págs 1-8.

GUPTA, K.; SAUL, A. J.; *Specific Relationships for the First Flush Loads in Combined Sewer Flows.*; (1996); Water Research, Vol. 30, nº5, págs. 1244-1252. ISBN 0043-1354/96.

HENZE, M.; HARREMOËS, P.; *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes*; Springer-Verlag; Berlín; (1995); ISBN 3-540-58816-7.

HONTORIA, E.; HERNÁNDEZ, A.; *Evaluación de la contaminación por escorrentía urbana.*; Tesis doctoral; E. T. S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; Departamento de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente; Universidad Politécnica de Madrid; Madrid; (1983).

HUBER, W. C.; DICKINSON, R. E.; *Storm Water Management Model, Version 4. Part A: User's Manual.*; U. S. Environmental Protection Agency; EE.UU.; (1988); EPA/600/3-88/001a.

HUNTER, J. V., SABATINO, T.; GOMPERTS, R.; MACKENZIE, M. J.; *Contribution of Urban Runoff to Hydrocarbon Pollution*; Journal WPCF; (1979); págs 2129-2138.

JIMÉNEZ, R.; *Contaminación por escorrentía urbana.*; Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; (1999); Madrid; Colección Senior, 560 págs.

LAGER, J. A.; SMITH, W. G.; LYNARD, W. G.; FINN, R. M.; FINNEMORE, E. J.; *Urban Stormwater Management and Technology: Update and Users Guide.*; California; (1977); EPA-600/8-77-014.

LAZARO, T. R.; *Urban Hidrology. A Multidisciplinary Perspective.*; Lancaster; EE.UU.; (1990); Technomic; 243 págs.; ISBN 87762-547-6.

Les bassins d'orage sur les réseaux d'assainissement.; Documentation technique.; Fonds National pour le Developpment des Adductions d'Eau (F. N. D. A. E.); Paris; Marzo de 1988.

LUIJTELAAR, H.; GANZEVLES, P. P. G.; *Dynamic Design of Sewer Detention Tanks*; Wat. Sci. Tech.; (1993); Vol. 27, nº5-6, págs 133-143.

LLAVONA, J. M.; *Un caso de estudio: Sama de Langreo.*; Jornadas de presentación de la experiencia piloto de medición y estudio de las descargas de sistemas unitarios (DSU) del alcantarillado a los medios receptores en tiempo de tormenta en varios municipios españoles; Madrid; Mayo 2000.

MALGRAT, P.; *Panorámica general de la escorrentía de aguas pluviales como fuente de contaminación. Actuaciones posibles; Calidad de aguas e impacto en medios receptores por vertidos procedentes de drenajes urbanos y agrícolas*; Workshop Benicassim, 28 Nov. 1 Dic. (1995).

MALGRAT, P.; *Control de la contaminación producida en tiempo de lluvia por las descargas de sistemas unitarios de alcantarillado.*; (1995); O.P. nº33, Saneamiento II, págs 66-83.; ISSN-0213-4195.

MAMEREN, H. J.; LUIJTELAAR, H.; GANZEVLES, P. P. G.; WIERINGEN, H. S. J.; *New Guidelines for Calculations on Sewer Systems in the Netherlands, Reality or Fiction?*; Wat. Sci. Tech.; (1993); Vol. 27, nº5-6, págs 165-176.

MANNING, M. J.; SULLIVAN, R. H.; KIPP, T. M.; *Nationwide Evaluation of Combined Sewer Overflows and Urban Stormwater Discharges. Vol. III: Characterization of Discharges.*; Enviromental Protection Agency; EE.UU.; (1977); EPA-600/2-77-064c.

MARTIN, P.; SUÁREZ, J.; PUERTAS, J.; GARCIA, M. C.; LASTRA, A.; PÉREZ, T.; *La gestión avanzada del saneamiento y drenaje urbano.*; (2002); Tecno Ambiente; nº120, año XII, págs 21-35.

MARSALEK, J.; BARNWELL, T. O.; GEIGER, W.; GROTTKER, M.; HUBER, W. C.; SAUL, A. J.; SCHILLING, W.; TORNÓ, H. C.; *Urban Drainage Systems: Design and Operation.*; Wat. Sci. Tech.; (1993); Vol. 27, nº12, págs 31-70.

MARSALEK, J.; SZTRUHAR, D.; *Urban Drainage; Review of Contemporary Approaches*; Wat. Sci. Tech.; (1994); Vol. 29, nº1-2, págs 1-10.

METCALF AND EDDY; *Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*; Editorial Labor; Barcelona; (1985); ISBN 84-335-6421-8.

METCALF AND EDDY; *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse.*; McGraw-Hill International Editions; (1991); Tercera Edición; Civil Engineering Series; ISBN 0-07-100824-1.

METCALF AND EDDY; *Ingeniería de aguas residuales*; McGraw-Hill/Interamericana de España S.A.; Madrid; (1995); 1485 págs.; ISBN 84-481-1607-0.

Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales.; APHA-AWWA-WPCF; Madrid; (1992); ISBN 84-7978-031-2.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE; *Experiencia piloto de medición y estudio de las descargas de sistemas unitarios (DSU) del alcantarillado a los medios receptores en tiempo de tormenta, en varios municipios españoles. Resumen de los trabajos realizados.*; Jornadas de presentación de la experiencia piloto de medición y estudio de las descargas de sistemas unitarios (DSU) del alcantarillado a los medios receptores en tiempo de tormenta en varios municipios españoles; Madrid; Mayo 2000.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE; *Resumen de resultados de la Asistencia Técnica a la campaña para la medición de la contaminación producida por los alivios de tormenta. TM de Langreo (Asturias).*; Jornadas de presentación de la experiencia piloto de medición y estudio de las descargas de sistemas unitarios (DSU) del alcantarillado a los medios receptores en tiempo de tormenta en varios municipios españoles; Madrid; Mayo 2000

MINITAB Statistical Software Release 13 (2000); MINITAB Inc.

MOFFA, P. E.; *Control and Treatment of Combined Sever Overflows*; Environmental Engineering Series; Van Nostrand Reinhold; Nueva York; (1990); 229 págs; ISBN 0-442-26491-7.

NOVOTNY, V.; CHESTERS, G.; *Handbook of Nonpoint Pollution*; Van Nostrand Reinhold; Nueva York; (1981)

NOVOTNY, V.; *Urban Diffuse Pollution: Sources and Abatement*; (1991); Water Environment and Technology, nº12, págs 60-65.

NOVOTNY, V.; *Control of Water Quality in Urban Runoff-Efficiencies an Cost.*; Stormwater Monitoring Measurement and Management; Pre-Conference Seminar Proceedings; Municipal Stormwater Permitting; Nueva Orleans; (1992)

NOVOTNY, V.; OLEM, H.; *Water Quality: Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*; Van Nostrand Reinhold; New York; (1994); 1.054 págs.; ISBN 0-442-00559-8.

NOVOTNY, V.; *Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management*; Lancaster, USA Technomic; (1995); 434 págs.; ISBN 1-56676-305-3.

NOVOTNY, V.; WITTE, V. W.; *Ascertaining Aquatic Ecological Risks of Urban Stormwater Discharges*; (1997); Water Research. Vol. 31, nº10, págs 2573-2585; ISBN 0043-1354.

NWRW; *Final Report of the 1982-1988 Research Programme. Conclusion and Recommendations*; National Working Party on Sewerage and Water Quality; (1991); Foundation for Applied Waste Water Research, the Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, 63 págs.

ORTEGA, L.; *Criterios básicos del proyecto*; Jornadas de presentación de la experiencia piloto de medición y estudio de las descargas de sistemas unitarios (DSU) del alcantarillado a los medios receptores en tiempo de tormenta en varios municipios españoles; Madrid; Mayo 2000.

OTV; *Depolluer les eaux pluviales. Contribution a l'elaboration d'une stratégie*; Lavoisier TEC & DOC; Francia; (1994); 350 págs.; ISBN 2-87777-417-1.

PAULSON, C.; AMY, G.; *Regulating Metal Toxicity in Stormwater*; Water Environmental and Technology, Julio de 1993; págs. 44-49.

PEARSON, L. G.; THORNTON, R.C.; SAUL, A. J.; HOWARD K.; *An Introductory Analysis of the Factors Affecting the Concentration of Pollutants in the First Foul Flush of a Combined Storm Sewer System*; Proceedings, International conference on urban stormwater quality and effects upon receiving waters; Wageningen; (1986); págs. 93-102.

PECHER, R.; *Stormwater Treatment in Combined Sewer System in German*; (1992); Water Science and Technology, Vol. 26, nº7-8, págs. 1841-1849.

PITT, R. E.; AMY, G.; *Toxicity Material Analysis of Street Surface Contaminants*; U. S. Environmental Protection Agency; (1973); EPA-R2-73-283.

PROVOOST, K. J.; *Stricter Standards for Stormwater Overflow of Sewer System in the Netherlands*; Wat. Sci. Tech.; (1993); Vol. 27, nº5-6, págs 219-227.

PUERTAS, J.; SUÁREZ, J.; *Normativa de diseño de colectores. La norma UNE-EN-752*; Universidade da Coruña-Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; Redes de saneamiento actualidad y futuro; A Coruña; (2002).

PUERTAS, J.; SUÁREZ, J.; BENEYTO, M.; GARCIA, M. C.; *Estudio de caracterización hidrogeológica y pluviométrica de Santiago de Compostela y telesupervisión y modelización de la red de saneamiento*; (2000); informe no publicado para AQUAGEST GALICIA y Concello de Santiago de Compostela; E. T. S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.

REDONDO, F.; *Criterios de diseño en cuencas del Norte.*; Universidade da Coruña-Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; Redes de saneamiento actualidad y futuro; A Coruña; (2002)

REDONDO, F.; *Generación del problema.*; Jornadas de presentación de la experiencia piloto de medición y estudio de las descargas de sistemas unitarios (DSU) del alcantarillado a los medios receptores en tiempo de tormenta en varios municipios españoles; Madrid; Mayo 2000

RIOS, A.; *Sistemas de control y tratamiento de reboses (SCTR): Dimensionamiento y diseño de depósitos anticontaminación.*; Proyecto de Investigación; E. T. S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente; Universidad de Cantabria; Santander; (1996).

ROESNER, L. A.; URBONAS, B.; SONNEN M. B.; *Design of Urban Runoff Quality Controls*; ASCE; Nueva York; (1989); 490 págs; ISBN 0-87262-695-4.

SAGET, A.; CHEBBO, G.; BERTRAND-KRAJEWSKY, J-L.; *The First Flush in Sewer Systems*; (1996); Wat. Sci. Tech., Vol. 33, nº9, págs. 101-108.

SALAVERRIA, M.; *Las redes unitarias de saneamiento: Criterios de diseño y control.*; (1995); O.P. nº31, Saneamiento I, págs 56-65.; ISSN-0213-4195.

SANSALONE, J. J.; BUCHBERGER, S. G.; *Partitioning and First Flush of Metal in Urban Roadway Storm Water.*; Journal of Environmental Engineering; Febrero 1997; Vol. 123, nº2, págs. 134-143. ISBN 0733-9372.

SARTOR, J. D.; BOYD, G. B.; *Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants.*; Environmental Protection Agency; EE.UU.; (1972); 236 págs.; EPA-R2-72-081.

SARTOR, J. D.; BOYD, G. B.; AGARDY, F. J.; *Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants.*; (1974); Journal WPCF, Vol. 46, nº3, págs 458-467.

SCHOKLITSCH A.; *Construcciones hidráulicas. Tomo I.*; Gustavo Gili; Barcelona; (1968); 616 págs.

SCOTT, P.; SANTOS R.; ARGUE, J. R.; *Performance, Environmental and Cost Comparisons of Onsite Detention (OSD) and Onsite Retention (OSR) in Re-developed Residential Catchments*; Wat. Sci. Tech.; (1999); Vol. 39, nº2, págs 33-41.

SLUIS, J. W.; *Evaluation of the Water Quality Effects of Combined Sewer Overflow (CSO) Control Measures*; Wat. Sci. Tech.; (1993); Vol. 27, nº5-6, págs 177-184.

STAHERE, P.; URBONAS, B.; *Stormwater Detention for Drainage, Water Quality and CSO Management*; Prentice-Hall, EE.UU.; Nueva Jersey; (1990); 338 págs.; ISBN 0-13-849837-7.

SUÁREZ, J.; TEMPRANO, J.; JIMÉNEZ, R.; TEJERO, J. I.; *Depuración de aguas residuales urbanas en tiempo de lluvia. Panorámica general; Calidad de aguas e impacto en medios receptores por vertidos procedentes de drenajes urbanos y agrícolas*; Workshop Benicassim, 28 Nov. 1 Dic. (1995).

SUÁREZ, J.; PUERTAS, J.; JÁCOME, A.; CAGIAO, J.; DÍAZ-FIERROS, V. F.; TEMPRANO, J.; TEJERO, J. I.; *Problemática de la contaminación de la escorrentía en entornos urbanos. Caso de Santiago de Compostela*; Jornadas Técnicas de ADEAGUA sobre tratamiento de aguas de tormenta; PROMA; Bilbao; 23-24 de Febrero (1999).

SUÁREZ, J.; PUERTAS, J.; BENEYTO, M.; *Nuevas tendencias en sistemas de saneamiento. El control de la contaminación de la escorrentía urbana*; Universidade da Coruña-Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; Redes de saneamiento actualidad y futuro; A Coruña; (2002)

SUÁREZ, J.; PUERTAS, J.; REDONDO, F.; LLAVONA, J. M.; BENEYTO, M.; *Evaluation of the Efficiency of a Storm Overflow Tank in Sama de Langreo*; 6th International Conference on Diffuse Pollution; IWA-NVA; Amsterdam; Octubre 2002.

SUTHERLAND, R. E.; JELEN, S.; MINTON, G.; *High Efficiency Sweeping as an Alternative to the Use of Wet Vaults for Stormwater Treatment*; Published in Advances in Modeling the Management of Stormwater Impacts, vol. 6; Edited by William James, CHI Publications; (1998); págs. 351-372.

SUTHERLAND, R. E.; JELEN, S.; *Stormwater Quality Modeling Improvements Needed for SWMM*; Capítulo 13 en Practical Modeling of Urban Water System, Monograph 11; CHI; Guelph; (2003); págs 253-289; ISBN 0-0-9683681-7-4.

TEMPRANO, J.; CERVIGNI, M.; SUÁREZ, J.; TEJERO, J. I.; *Contaminación en redes de alcantarillado urbano en tiempo de lluvia. Control en origen*; Revista de Obras Públicas; Madrid; Marzo de 1996; nº3352, pag. 45-57.

TEMPRANO, J.; SUÁREZ, J.; TEJERO, J. I.; *Contaminación en redes de alcantarillado urbano en tiempo de lluvia. Control de vertidos*; Revista de Obras Públicas. Madrid; Enero de 1997; nº3361, pag. 47-57.

TEMPRANO, J.; TEJERO J. I.; *Criterios de dimensionamiento de depósitos de tormenta para Santander*; Tesis doctoral; E. T. S. de Ingenieros de Caminos,

Canales y Puertos; Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente; Universidad de Cantabria; Santander; (1996).

THOMAS, P. R.; GREENER, G.R.; *Rainwater Quality from Different Roof Catchment*; Wat. Sci. Tech.; (1993); Vol. 28, nº3-5, págs. 291-299.

THOMSON, N. R.; MCBEAN, E. A.; SNODGRASS, W.; MONSTRENKO, I. B.; *Highway Stormwater Runoff Quality: Developments of Surrogate Parameter Relationship*; Water, Air and Soil Pollution; Kluwer Academic Publishers; Holanda; (1997); vol. 94, págs. 307-347.

THOMSON, N. R.; MCBEAN, E. A.; SNODGRASS, W.; MONSTRENKO, I. B.; *Sample Size Needs for Characterization Pollutant Concentration in Highway Runoff*; ASCE; Journal of Environmental Engineering; Octubre 1997; vol. 123, nº10, págs. 1061-1065; ISBN 0733-9372.

THORNTON, R. C.; SAUL, A. J.; *Some Quality Characteristics of Combined Sewer Flows*; (1986); Public Health Engineer. Vol. 14, págs. 35-38.

UCHIMURA, K.; NAKAMURA, E.; FUJITA, S.; *Characteristics of Stormwater Runoff and its Control in Japan*; Wat. Sci. Tech.; (1997); Vol. 36, nº8-9, págs 141-147.

VALIRON, F.; TABUCHI, J. P.; *Maitrise de la pollution urbaine par temps de pluie. État de l'art*; AGH-TM; Tec-doc; Paris; (1992); ISBN 2-85206-863-X.

VALIRON, F.; AFFHOLDER, M.; *Guide de conception et de gestion des reseaux d'assainissement unitaires: état da l'art*; Technique et Documentation; Paris; (1996).

VALIRON, F.; AFFHOLDER, M.; *A Guide for the Desing and Management of Combined Sewarage Networks*; A. A. Balkema; Rotterdam; (2001); ISBN 90-5809-225-9.

VENUGOPAL, B.; LUCKEY, T. D.; *Metal Toxicity in Mammals*; Plenum Press; New York; (1978); 409 págs.; ISBN 0-306-37177-4.

W. P. C. F.; *Combined Sewer Overflow Pollution Abatement*, Manual of Practice FD-17; Water Pollution Control Federation; (1989); ISBN 0-943244-32-3.

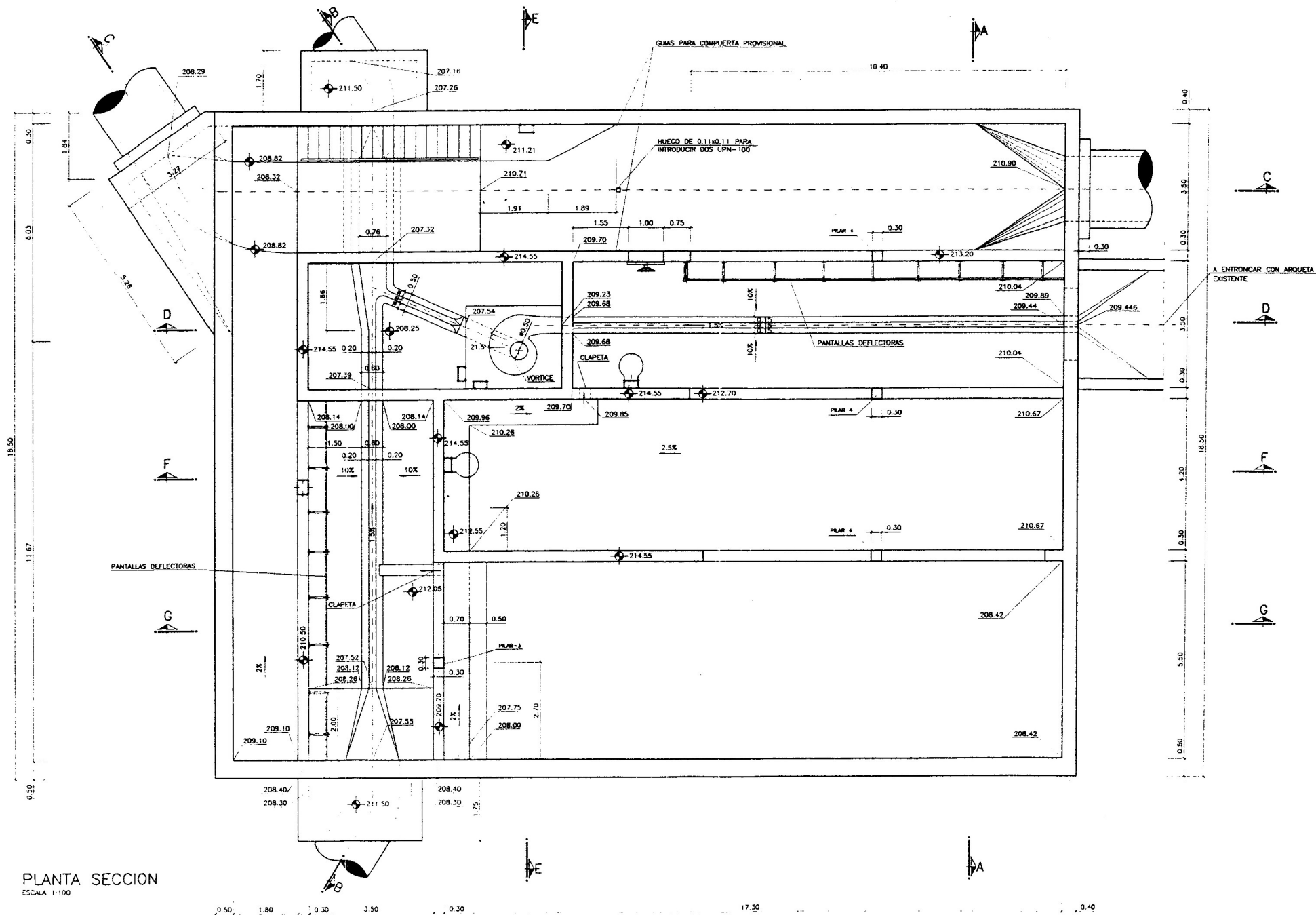
WANIELISTA, M. P.; *Stormwater Management Quantity and Quality*; Ann Arbor Science; EE.UU.; (1979); 383 págs.; ISBN 0-250-40261-0.

WHIPPLE, W.; GRIGG, N.; GRIZZARD, T.; *Stormwater Management in Urbanizing Areas*; Prentice-Hall, Inc.; EE.UU.; (1983); ISBN 0-250-40261-0.

**PLANOS CONSTRUCTIVOS DEL
DEPÓSITO-ALIVIADERO DE
CANCELÓN**

ANEJO I





PLANTA SECCION

ESCALA 1:100

**CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS DE
LA INSTRUMENTACIÓN
UTILIZADA**

ANEJO II



CAUDALÍMETRO SIGMA 950

El caudalímetro SIGMA 950 es adecuado para la medida de caudal en canales abierto, tuberías parcialmente llenas, vertederos y todo tipo de aforos normalizados.

Además de la medida de flujo, el SIGMA 950 también es capaz de medir y almacenar simultáneamente otros parámetros como el nivel y la velocidad. El SIGMA 950 mide la velocidad media de la corriente circulante usando una sonda Doppler sumergida y el nivel del líquido utilizando un transductor ultrasónico; calcula el caudal basándose en el nivel y velocidad media instantánea aplicando la fórmula: $\text{ÁREA} \times \text{VELOCIDAD} = \text{caudal}$.



El transductor ultrasónico se monta sobre la corriente de flujo en la ubicación adecuada para la medida del desnivel. El transductor emite un pulso de sonido a alta frecuencia y espera a que regrese el eco desde la superficie del agua. El tiempo que tarda este eco en volver está directamente relacionado con la distancia entre el transductor y la superficie del agua. Conforme aumenta el nivel de la corriente de flujo, el tiempo que tarda el eco en regresar al transductor decrece (la distancia es menor). Transmitiendo estos pulsos continuamente, y midiendo los tiempos de retorno del eco, el SIGMA 950 mide el nivel de líquido en la corriente de flujo y calcula el área húmeda de la corriente de flujo utilizando la forma del canal introducida por el usuario.

Características del transductor ultrasónico

Precisión: ± 0.003 m.

Rango máximo: 3.35 m con un span de 3.05 m.

Banda muerta: máximo 38 cm.

Rango de temperaturas de funcionamiento: -29°C a 60°C .

Material: carcasa de PVC con ventana acústica en Buna-N.

Dimensiones: 6.98 cm Φ x 8.26 longitud.

Cristal: 40 KHz, 12° incluido el ángulo del haz.

La sonda mide la velocidad utilizando el principio Doppler. Se transmite a la corriente de flujo ondas de sonido de alta frecuencia. Las ondas se reflejan en las partículas de la corriente de flujo y regresan a la sonda de velocidad. La frecuencia del sonido que regresa está ligeramente modificada, bien aumenta o bien disminuida (dependiendo de la dirección del flujo) frente a la frecuencia original. Esto es debido a que el movimiento de las partículas de la corriente de flujo, que aceleran o deceleran la frecuencia. La magnitud de la variación de la frecuencia es proporcional a la velocidad de las partículas, hecho que es utilizado por el sigma para calcular la velocidad de la corriente del flujo.

Características del transductor de velocidad

Método: Principio Doppler.

Precisión: $\pm 2\%$ de lectura; estabilidad de cero: ± 1.52 cm.

Rango: -1.52 a 6.1 m.

Resolución: 3 cm/s.

Tiempo de respuesta: 4.8 segundos.

Tiempo de integración: 4.8 segundos.

Dimensiones de la sonda: 9.27x3.81x1.83 cm

Los intervalos de grabación de datos en el caudalímetro SIGMA 950 van desde 1 a 60 minutos y puede almacenar hasta 17.280 lecturas. El caudalímetro SIGMA 950 necesita una fuente de alimentación de 12 VDC que puede ser bien una batería o un convertidor A/C.

Añadido a sus extensas capacidades de registro de datos, el caudalímetro SIGMA 950 es capaz de:

- Activar un muestreador.
- Señalizar un muestreador.
- Controlar dispositivos externos con relés N.O./N.C.
- Controlar dispositivos externos con salidas de corriente de 4-20 mA.

TOMA MUESTRAS SIGMA 900

El muestreador SIGMA 900 está diseñado para tomar muestras automáticamente de una fuente de líquido y preservarlas. El muestreador es capaz de tomar contaminantes convencionales, tóxicos y sólidos en suspensión.

El muestreador toma muestras en base a un ciclo temporizado con intervalos que pueden ser variables. El intervalo entre muestras está controlado por un reloj y puede ajustarse de 1 a 9.999 minutos, en incrementos de 1 minuto. El programa puede ser retrasado introduciendo el momento y la fecha deseados de inicio o se puede hacer saltar con una señal externa (por ejemplo de un caudalímetro).

Se pueden hacer de 1 a 3 enjuagados de la línea de admisión previos a la toma de la muestra y admite hasta 3 reintentos por fallo en la toma de la muestra.

El muestreador se presenta en dos versiones el portátil (figura superior) y el refrigerado (figura inferior). La principal diferencia es que el refrigerado permite la óptima conservación de las muestras por que las botellas se encuentran dentro de un frigorífico.

Características técnicas

Bomba de muestreo: Rodillos duales peristálticos de gran velocidad, con tubo de silicona de 9.525 mm de diámetro interior.

Elevación vertical: 8.23 m como máximo.

Caudal de la bomba: 60 ml/s a 0.91 m de elevación.

Número de botellas: 24 botellas de polietileno

Capacidad de botellas de muestra: 1 litro Volumen de muestra: programada en mililitros en incrementos de 1 ml de 10 a 1.000 ml.

Precisión del volumen de muestra: sin calibración, en una elevación vertical desde 0.3 a 6.7 m en una muestra de 100 ml ± 10 ml ($\pm 10\%$).

Velocidad de transporte de muestra: 61 m/s mínimo, a una elevación de 4.6 m.



Registro de datos: graba la fecha y hora de inicio del programa y almacena la fecha y hora de hasta 400 tomas de muestra.

Rango de temperatura: uso general de 0°C a 50°C.

Requerimientos de alimentación: 12 VDC suministrados por un convertidor de A/C o batería.

SONDA MULTIPARAMÉTRICA YSI 600R

La sonda multiparamétrica YSI 600R proporciona muestreo de calidad de agua en aguas superficiales y subterráneas. Esta sonda de 36 cm de longitud mide:

- oxígeno disuelto
- temperatura
- conductividad
- pH.



Características técnicas

Medio: agua dulce, agua salada o aguas contaminadas.

Temperatura de funcionamiento: de -5°C a +45°C.

Profundidad de funcionamiento: de 0 a 61 m.

Material: PVC y acero inoxidable.

Diámetro: 4.06 cm.

Longitud: 36.20 cm.

Peso: 0.65 kg.

Tamaño de memoria: 384 kilobytes (150.000 lecturas).

Requerimientos de alimentación: 12 VDC suministrados externamente.

Sensores: Temperatura: Thermistor

Oxígeno disuelto: polarográfico

pH: electrodo de cristal combinado

Conductividad: 4 celdas de electrodo con autoajuste

| Características de los sensores | | | | |
|---------------------------------|---------------|-------------|-------------------|-------------|
| Sensor | Rango | Exactitud | Resolución | Profundidad |
| Temperatura | -5 a +45°C | +/- 0.15°C | 0.01°C | 200 m |
| Oxígeno disuelto | 0 a 50 mg/l | +/- 3 mg/l | 0.01 mg/l | 200 m |
| pH | 0 a 14 uds | +/- 0.2 uds | 0.01 uds | 200 m |
| Conductividad | 0 a 100 mS/cm | +/- 0.5% | Depende del rango | 200 m |

Datalogger: YSI 610-DM

Clase de protección: IP65

Memoria no volátil: 128 K

Capacidad de almacenamiento: hasta 60.000 lecturas individuales de parámetros

Display: hasta doce parámetros con caracteres alfa-numéricos fáciles de leer

Batería: batería de hidruro metálico níquel

PLUVIÓMETRO AERODINÁMICO ARG100

El pluviómetro está fabricado en plástico resistente a los U.V. mediante técnicas de moldeado por vacío que permiten minimizar costes y al mismo tiempo producen un instrumento muy robusto de precisión comparable a los pluviómetros fabricados en otros materiales, pero a un coste más bajo. El pluviómetro ARG100 tiene una forma aerodinámica que minimiza las interferencias del flujo de aire en la captación del pluviómetro ya que presenta al viento un área lateral reducida.

La lluvia recogida se mide mediante el método verificado del balancín de cubetas. La precipitación se recoge en un embudo y pasa a una de las cubetas situadas a cada uno de los lados del brazo del balancín. El brazo del balancín se balancea cuando la primera cubeta está llena, vaciando esta cubeta y

posicionando la segunda cubeta bajo el embudo.



El proceso de balanceo se repite indefinidamente mientras continúe la lluvia, cada balanceo se corresponde a una cantidad de lluvia fija; en cada balanceo el movimiento del brazo fuerza que se produzca un cierre de contacto durante unos pocos milisegundos. El pluviómetro es compatible con cualquier registrador de sucesos que recogerá una señal por cada vuelco. Los pulsos devueltos durante la lluvia pueden contabilizarse sobre cualquier intervalo de tiempo deseando permitiendo la determinación exacta del valor de la lluvia (también llamada intensidad).

El pluviómetro está dotado con un pequeño nivel de burbuja circular en su base para su nivelación.

Características técnicas

Diámetro del embudo: 254 mm.

Altura hasta la coronación del embudo: 340 mm.

Sensibilidad de las cubetas: 0.20 mm de lluvia por vuelco.

Salida: cierre de contacto.

Máxima corriente permitida: 300 mA, no inductiva.

Alimentación requerida: ninguna.

Peso: 1000 gr.

TRANSMISOR INDICADOR DE NIVEL LIT25

El sensor ultrasónico mide niveles de líquido, transmite pulsos de sonido de alta frecuencia continuamente (42 Hz) que se alejan del sensor hasta que se tropiezan con la superficie del líquido e regresan al sensor. El instrumento electrónico mide el tiempo que va desde que se transmite el sonido hasta que regresa el eco. Teniendo en cuenta la velocidad del sonido en el aire, se puede calcular con una elevada exactitud ($\pm 0.25\%$ del rango o 2 mm) la distancia desde el sensor hasta la superficie del líquido. Tiene una banda muerta mínima de 305 mm y mide hasta 10 m.

Ya que la velocidad del sonido depende de la temperatura del aire, el sensor de nivel ultrasónico incluye un sensor de temperatura. Los niveles/distancias medidos se compensan automáticamente con la temperatura dentro del rango de temperaturas de funcionamiento del sensor.

El sensor está construido con PVC y teflón.



Características técnicas

Rango: de 0,305 a 10 m.

Temperatura: -40°C hasta 65°C

Requerimientos de alimentación: 100-130 VAC 50/60 Hz, máximo 5 vatios

Cable: 7,6 m coaxial

Compensación por la temperatura: automática

Calibración: modo rango o nivel

Salida: 4-20 mA (1000 ohm)

Señal de alarma: 1 amp

Sensor: PZT32T, PVC y teflón

Dataloger: Clase de protección: IP67

Caja: policarbonato

Display: 4 dígitos

TINYTAG PLUS

Capaz de almacenar más de 15.000 lecturas, cubriendo unos cinco meses de datos a intervalos de 15 minutos, dos alarmas programables y la capacidad de bajar los datos mientras continua guardando.



Características técnicas

Clase de protección: IP68

Dimensiones: 82 mm x 52 mm x 34 mm

Número de lecturas: 15.000

Alarmas: 2 programables

Inicio: 4 opciones distintas

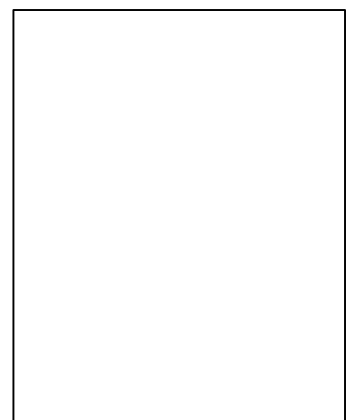
Parada: 3 opciones distintas

Lectura: Máximo, mínimo y valor actual.

Batería: reemplazable por el usuario

**FICHA DE EXPLOTACIÓN Y
MANTENIMIENTO DE LAS
SECCIONES DE CONTROL DEL
DEPÓSITO-ALIVIADERO DE
CANCELÓN**

ANEJO III

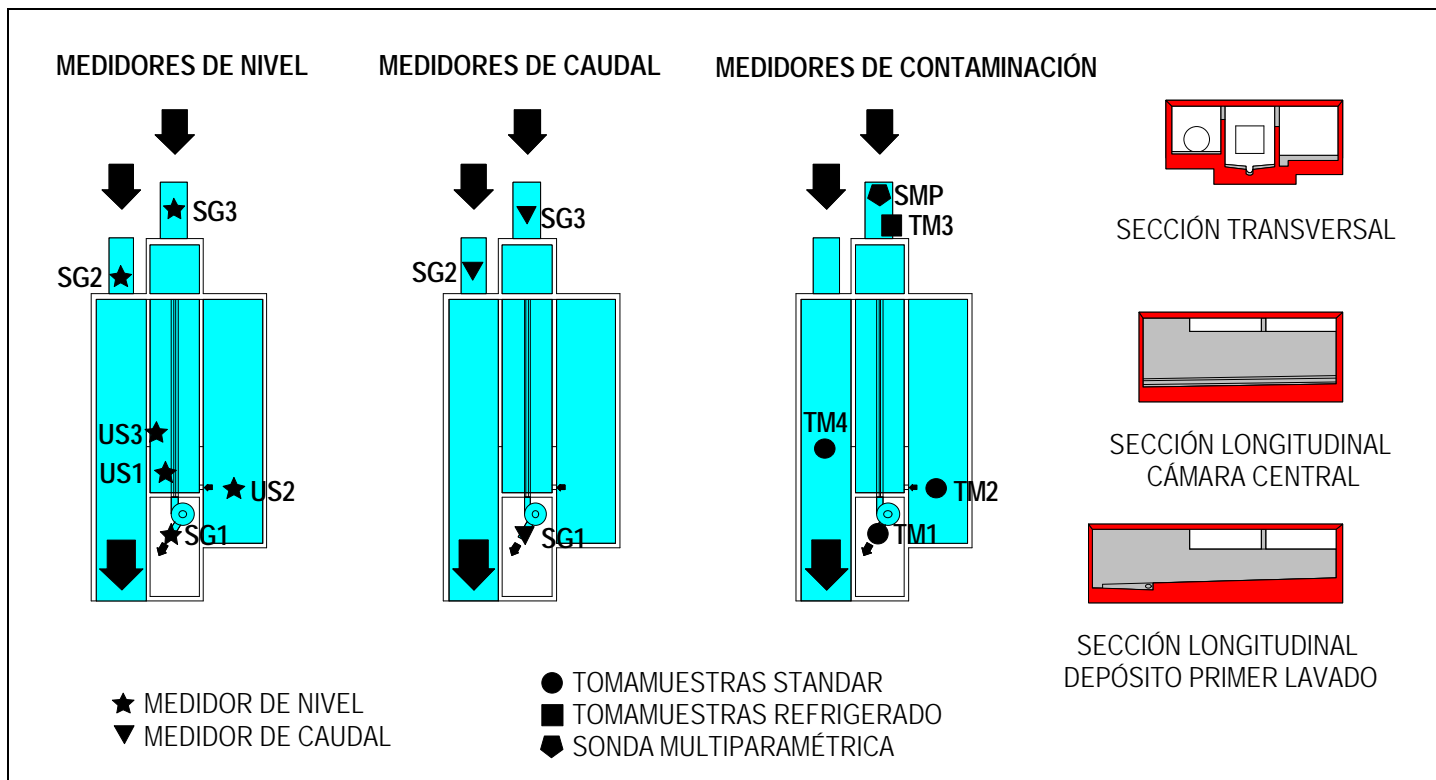


FICHA DE EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO DE SECCIONES DE CONTROL

Depósito-aliviadero Cancelón

| | |
|-------------------------|---|
| CIUDAD | Santiago de Compostela (Galicia) |
| LUGAR | Subcuenca de Cancelón |
| DATOS DE INTERÉS | |
| Teléfonos: | AQUAGEST Luis León 981 572556 |
| | E.T.S. de Ing. Caminos, Canales y Puertos Jerónimo Puertas 981-167000 (ext 1430) |
| | Joaquín Suárez 981-167000 (ext 1456) |
| | María Beneyto 981 167000 (ext 1421) Natividad Zumalare 981 167000 (ext 5430) |

LOCALIZACIÓN DE LA INSTRUMENTACIÓN EN LA SECCIÓN DE CONTROL



INFORMACIÓN BÁSICA DE LA ACTIVIDAD

| | | |
|---|------------------------|-----------------------|
| FECHA | HORA DE LLEGADA | HORA DE SALIDA |
| PERSONA/S QUE REALIZA LA ACTIVIDAD | | |

| | |
|--|---|
| TIPO DE VISITA A LA INSTALACIÓN | <input type="checkbox"/> MANTENIMIENTO PROGRAMADO |
| | <input type="checkbox"/> MANTENIMIENTO POR APARICIÓN DE PROBLEMAS |
| | <input type="checkbox"/> RECOGIDA DE SUCESO EN TOMAMUESTRAS |
| | <input type="checkbox"/> OTROS: |

| | | |
|--------------------------|---|--|
| MEDICIÓN DE GASES | ¿ES NECESARIA? (espacio confinado) MEDICIONES | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | | <input type="checkbox"/> METANO% LIE <input type="checkbox"/> CO.....ppm <input type="checkbox"/> OXÍGENO..... % Vol <input type="checkbox"/> SH2.....ppm |

DESCARGA DE LA INFORMACIÓN DE LOS EQUIPOS DE ALMACENAMIENTO DE DATOS

| | | | | | | | | |
|--------|-----------------------------|--------------------------------|-----|-----------------------------|--------------------------------|--------|-----------------------------|--------------------------------|
| TG_US1 | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO | SG1 | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO | TG_PLU | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO |
| TG_US2 | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO | SG2 | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO | SMP | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO |
| TG_US3 | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO | SG3 | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO | | <input type="checkbox"/> OK | <input type="checkbox"/> FALLO |

OPERACIONES EN LAS SONDAS DE MEDICIÓN EN CONTINUO PARÁMETROS CONTAMINACIÓN

| | | |
|---------------------------------|---|--|
| SONDA MULTI-PARAMÉTRICA | LIMPIEZA DE SONDAS | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | LIMPIEZA DE TUBO PROTECTOR | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | COMPROBACIÓN DE FUENTE DE ALIMENTACIÓN | ESTADO OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | BATERÍA INSTALADA | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLTAJE: |
| | CALIBRACIÓN | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | REPOSICIÓN DE REACTIVOS | pH OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | | conductividad OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | | Solución conductividad NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | MODIFICACIONES EN PROGRAMACIÓN | Solución pH 4 NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | | Solución pH 7 NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| ESTADO EN EL QUE QUEDA LA Sonda | | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | FUNCIONANDO OK <input type="checkbox"/> PARADO <input type="checkbox"/> | |

| | | |
|---------------------------|---|---|
| SONDA DE MATERIA ORGÁNICA | LIMPIEZA DE Sonda | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | LIMPIEZA DE TUBO PROTECTOR | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | COMPROBACIÓN DE FUENTE DE ALIMENTACIÓN | ESTADO OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | BATERÍA INSTALADA | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLTAJE: |
| | MODIFICACIONES EN PROGRAMACIÓN | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | ESTADO EN EL QUE QUEDA LA Sonda | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | FUNCIONANDO OK <input type="checkbox"/> PARADA <input type="checkbox"/> | |

| | | |
|-------------|--------------------------------|---|
| PLUVIÓMETRO | ESTADO A LA LLEGADA | OK <input type="checkbox"/> PROBLEMAS <input type="checkbox"/> |
| | ESTADO DEL DATA-LOGGER | OK <input type="checkbox"/> PROBLEMAS <input type="checkbox"/> |
| | MODIFICACIONES EN PROGRAMACIÓN | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | ESTADO EN EL QUE QUEDA | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | | FUNCIONANDO OK <input type="checkbox"/> PARADO <input type="checkbox"/> |

COMENTARIOS O ANOTACIONES

| | | |
|--|------------------------------------|---|
| T1 | LOCALIZACIÓN | |
| | ESTADO DEL PROGRAMA | EJECUTADO <input type="checkbox"/> EN MARCHA <input type="checkbox"/> |
| | MANTENIMIENTO: | LIMPIEZA DE ALCACHOFA OK <input type="checkbox"/> NO <input type="checkbox"/> |
| | | REVISIÓN DEL TUBO DE CAPTACIÓN OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | | REVISIÓN DE BOMBA PERISTÁLTICA OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | | BATERÍA INSTALADA NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLTAJE: |
| | | POSICIÓN BOTELLAS OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> BRAZO DISTRIB OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | CALIBRACIÓN: | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLUMEN FIJADO MEDIDO |
| | COMPROBACIÓN DEL SISTEMA DE ALARMA | PRUEBA OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | RECOGIDA DE MUESTRAS | HORA DE COMIENZO DEL PROGRAMA |
| NÚMERO DE BOTELLAS CON MUESTRA | | |
| DESCRIPCIÓN DE LAS BOTELLAS: | | |
| <div><div><div>1</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>2</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>3</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>4</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>5</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>6</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>7</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>8</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>9</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>10</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>11</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>12</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div></div> <div><div><div>13</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>14</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>15</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>16</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>17</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>18</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>19</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>20</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>21</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>22</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>23</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>24</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div></div> | | |
| T2 | LOCALIZACIÓN | |
| | ESTADO DEL PROGRAMA | EJECUTADO <input type="checkbox"/> EN MARCHA <input type="checkbox"/> |
| | MANTENIMIENTO: | LIMPIEZA DE ALCACHOFA OK <input type="checkbox"/> NO <input type="checkbox"/> |
| | | REVISIÓN DEL TUBO DE CAPTACIÓN OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | | REVISIÓN DE BOMBA PERISTÁLTICA OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | | BATERÍA INSTALADA NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLTAJE: |
| | | POSICIÓN BOTELLAS OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> BRAZO DISTRIB OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | CALIBRACIÓN: | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLUMEN FIJADO MEDIDO |
| | COMPROBACIÓN DEL SISTEMA DE ALARMA | PRUEBA OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | RECOGIDA DE MUESTRAS | HORA DE COMIENZO DEL PROGRAMA |
| NÚMERO DE BOTELLAS CON MUESTRA | | |
| DESCRIPCIÓN DE LAS BOTELLAS: | | |
| <div><div><div>1</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>2</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>3</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>4</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>5</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>6</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>7</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>8</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>9</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>10</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>11</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>12</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div></div> <div><div><div>13</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>14</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>15</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>16</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>17</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>18</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>19</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>20</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>21</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>22</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>23</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div><div><div>24</div><div></div><div>FECHA: HORA:</div></div></div> | | |

T3

| | |
|------------------------------------|---|
| LOCALIZACIÓN | |
| ESTADO DEL PROGRAMA | EJECUTADO <input type="checkbox"/> EN MARCHA <input type="checkbox"/> |
| MANTENIMIENTO: | LIMPIEZA DE ALCACHOFA OK <input type="checkbox"/> NO <input type="checkbox"/> |
| | REVISIÓN DEL TUBO DE CAPTACIÓN OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | REVISIÓN DE BOMBA PERISTÁLTICA OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | BATERÍA INSTALADA NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLTAJE: |
| | POSICIÓN BOTELLAS OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> BRAZO DISTRIB OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| CALIBRACIÓN: | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLUMEN FIJADO MEDIDO |
| COMPROBACIÓN DEL SISTEMA DE ALARMA | PRUEBA OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| RECOGIDA DE MUESTRAS | HORA DE COMIENZO DEL PROGRAMA |
| | NÚMERO DE BOTELLAS CON MUESTRA |

DESCRIPCIÓN DE LAS BOTELLAS:

Figure 1 displays 24 diagrams, numbered 1 through 24, illustrating the filling of a bottle. Each diagram shows a cyan bottle with a black cap and a black line indicating the liquid level. To the right of each bottle is a vertical scale with 100% at the top and 0% at the bottom. Below each diagram, the text "FECHA:" and "HORA:" is printed.

T4

| | |
|------------------------------------|---|
| LOCALIZACIÓN | |
| ESTADO DEL PROGRAMA | EJECUTADO <input type="checkbox"/> EN MARCHA <input type="checkbox"/> |
| MANTENIMIENTO: | LIMPIEZA DE ALCACHOFA OK <input type="checkbox"/> NO <input type="checkbox"/> |
| | REVISIÓN DEL TUBO DE CAPTACIÓN OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | REVISIÓN DE BOMBA PERISTÁLTICA OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| | BATERÍA INSTALADA NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> VOLTAJE: |
| | POSICIÓN BOTELLAS OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> BRAZO DISTRIB OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| CALIBRACIÓN: | NO <input type="checkbox"/> SI <input type="checkbox"/> |
| | VOLUMEN FIJADO MEDIDO |
| COMPROBACIÓN DEL SISTEMA DE ALARMA | PRUEBA OK <input type="checkbox"/> FALLO <input type="checkbox"/> |
| RECOGIDA DE MUESTRAS | HORA DE COMIENZO DEL PROGRAMA |
| | NÚMERO DE BOTELLAS CON MUESTRA |

DESCRIPCIÓN DE LAS BOTELLAS:

The figure displays 24 numbered bottles (1-24) arranged in two rows of 12. Each bottle is blue with a black cap and a white label area. To the right of each bottle is a vertical scale with markings. Below each bottle, there are labels for 'FECHA:' and 'HORA:'.

pH

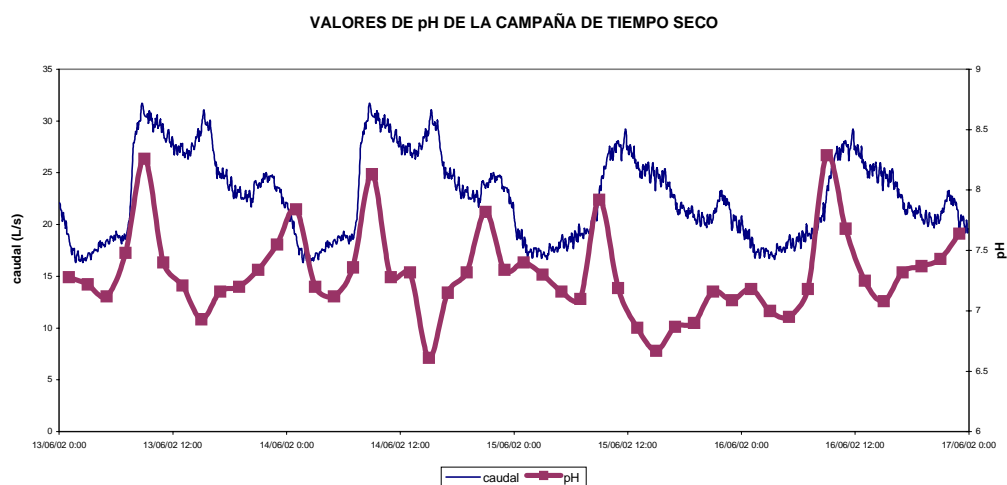


Figura IV-1. **Resultados de laboratorio de los análisis de pH de la campaña de tiempo seco.**

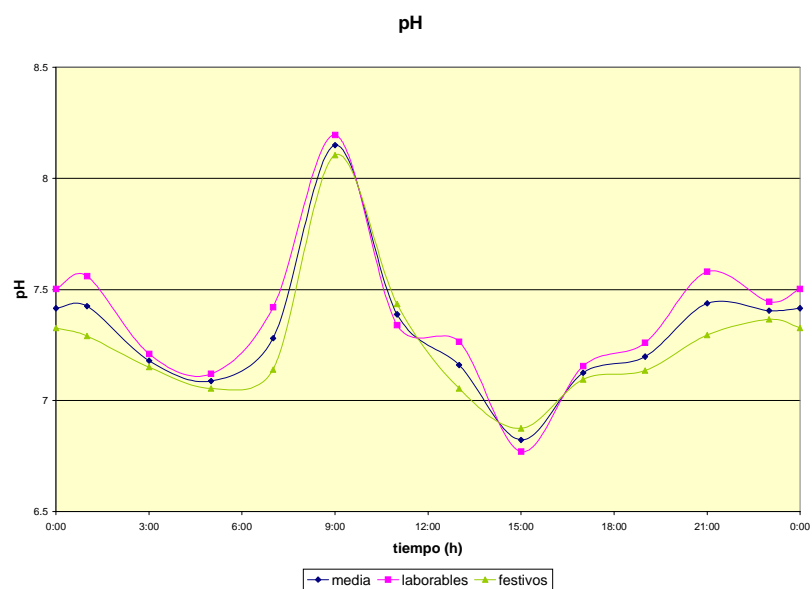


Figura IV-2. **Polutogramas de tiempo seco de pH.**

Tabla IV-1. **Valores y coeficientes característicos de pH en tiempo seco.**

| | pH | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 7.36 | 8.20 | 6.77 | 1.11 | 0.92 |
| Festivos | 7.25 | 8.11 | 6.88 | 1.12 | 0.95 |
| Todos | 7.30 | 8.15 | 6.82 | 1.12 | 0.93 |

Conductividad

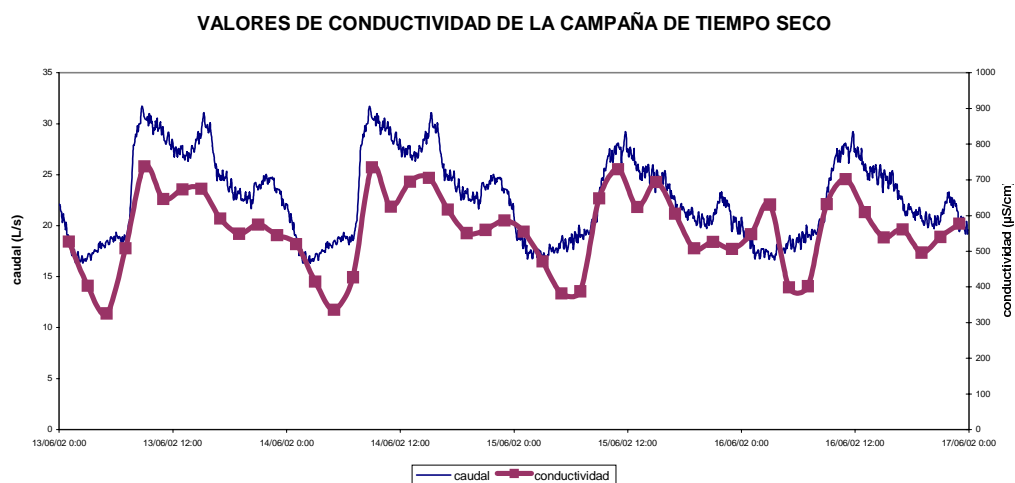


Figura IV-3. Resultados de laboratorio de los análisis de conductividad de la campaña de tiempo seco.

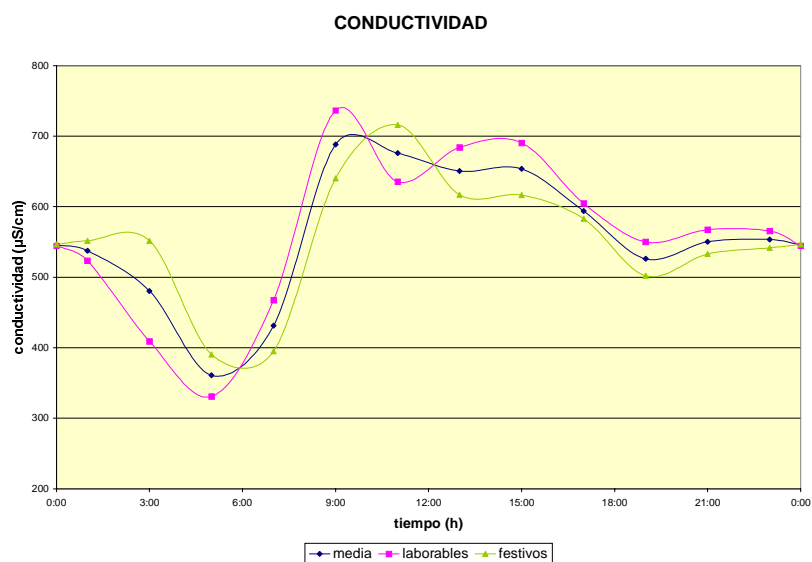


Figura IV-4. Polutogramas de tiempo seco de conductividad.

Tabla IV-2. Valores y coeficientes característicos de conductividad en tiempo seco.

| | Conductividad (µS/cm) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 564 | 737 | 331 | 1.31 | 0.59 |
| Festivos | 553 | 716 | 391 | 1.29 | 0.71 |
| Todos | 558 | 688 | 361 | 1.23 | 0.65 |

Turbidez

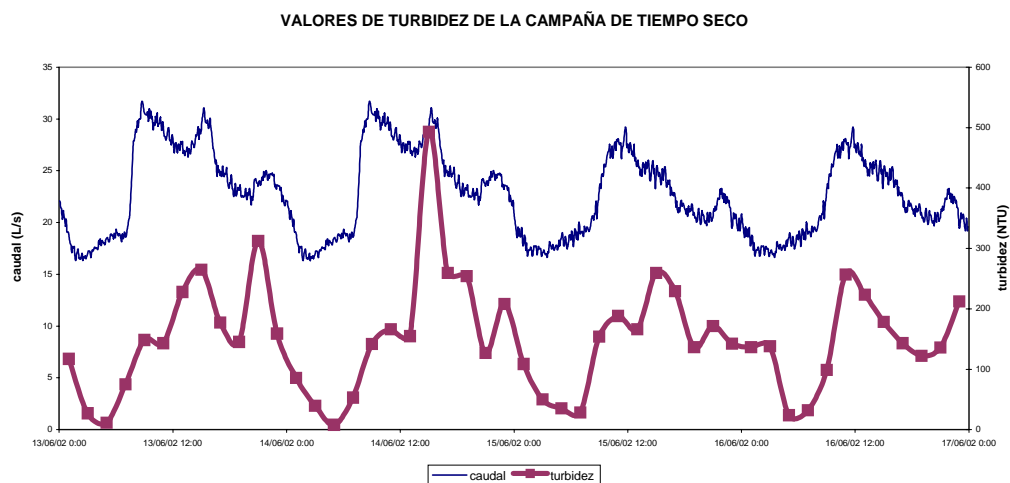


Figura IV-5. Resultados de laboratorio de los análisis de turbidez de la campaña de tiempo seco.

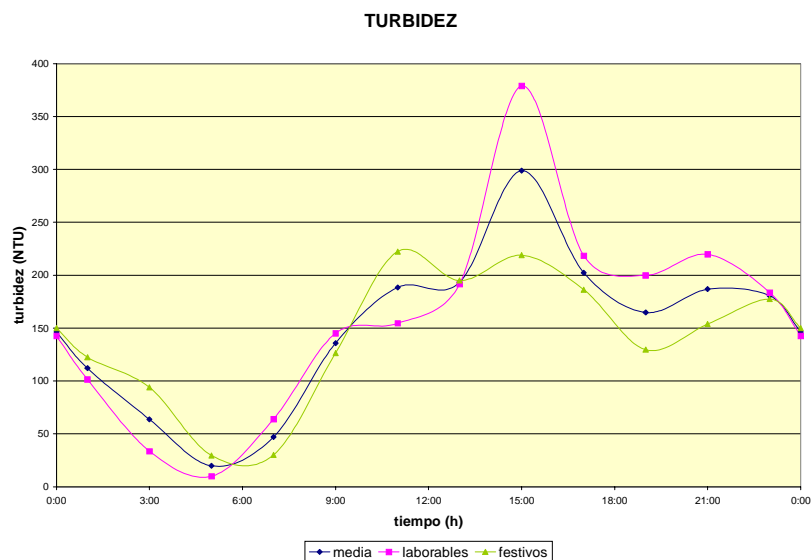


Figura IV-6. Polutogramas de tiempo seco de turbidez.

Tabla IV-3. Valores y coeficientes característicos de turbidez en tiempo seco.

| | Turbidez (NTU) | | | | |
|------------|----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 158.4 | 379.0 | 10.0 | 2.39 | 0.06 |
| Festivos | 140.5 | 222.4 | 29.6 | 1.58 | 0.21 |
| Todos | 149.5 | 299.0 | 19.8 | 2.00 | 0.13 |

Sólidos totales

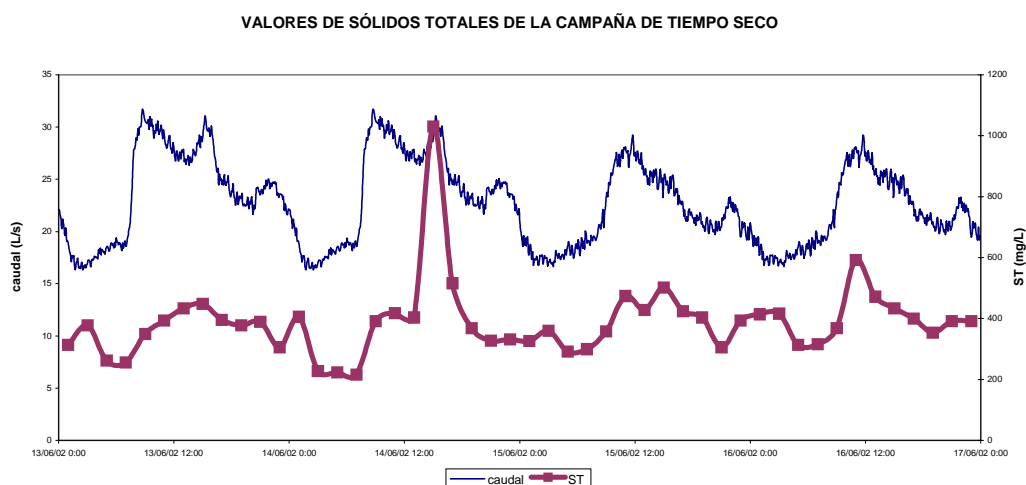


Figura IV-7. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos totales de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-4. Medias ponderadas a caudal de sólidos totales.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------|
| | ST (mg/L) |
| Laborables | 397 |
| Festivos | 401 |
| Todos | 399 |

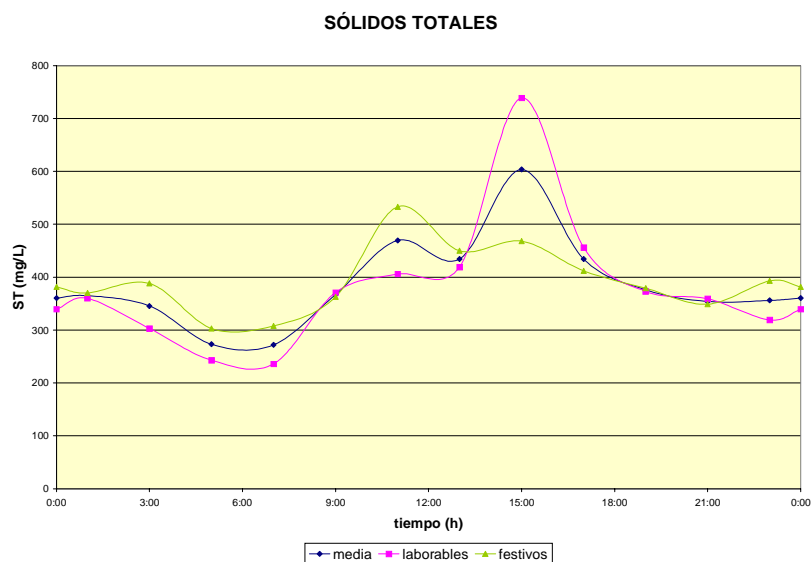


Figura IV-8. Polutogramas de tiempo seco de sólidos totales.

Tabla IV-5. Valores y coeficientes característicos de sólidos totales en tiempo seco.

| | ST (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 382 | 739 | 236 | 1.93 | 0.62 |
| Festivos | 393 | 533 | 303 | 1.36 | 0.77 |
| Todos | 387 | 603 | 272 | 1.56 | 0.70 |

Sólidos volátiles

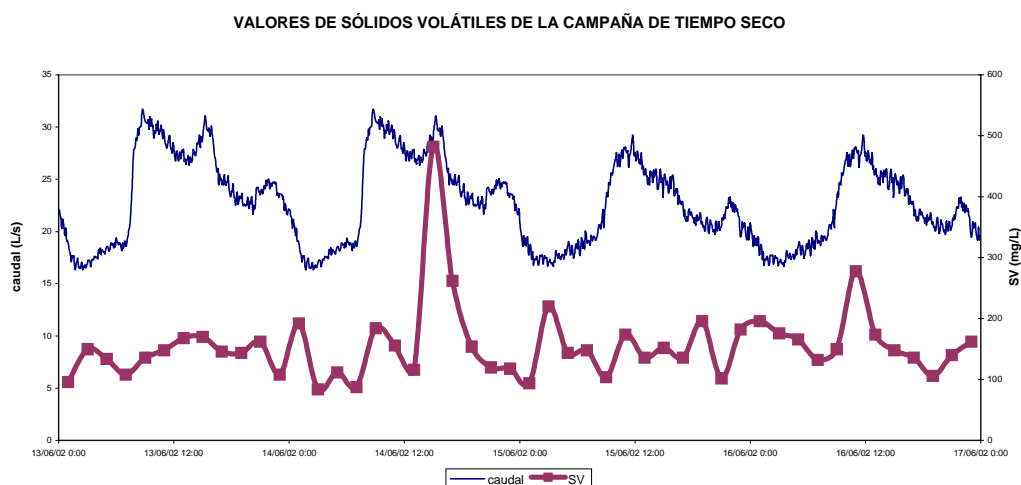


Figura IV-9. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos volátiles de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-6. Medias ponderadas a caudal de sólidos volátiles.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------|
| | SV (mg/L) |
| Laborables | 162 |
| Festivos | 157 |
| Todos | 160 |

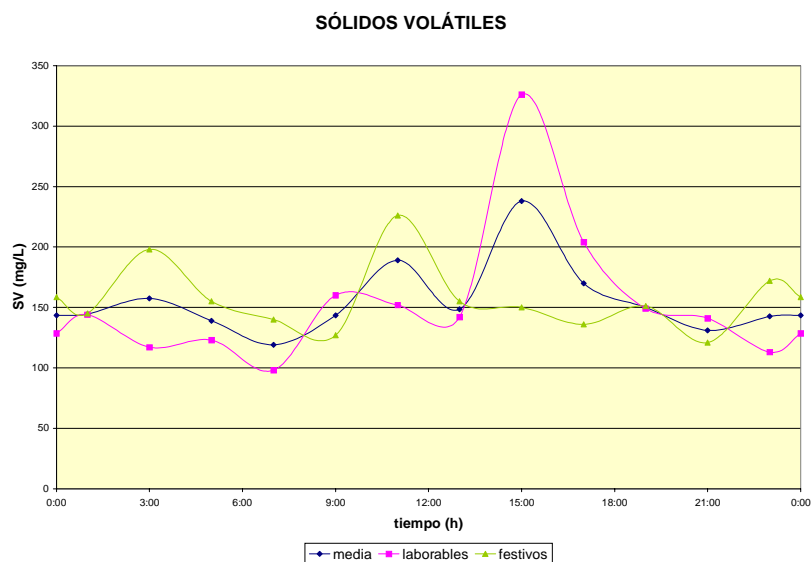


Figura IV-10. Polutogramas de tiempo seco de sólidos volátiles.

Tabla IV-7. Valores y coeficientes característicos de sólidos volátiles en tiempo seco.

| | SV (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 156 | 326 | 98 | 2.09 | 0.63 |
| Festivos | 156 | 226 | 121 | 1.45 | 0.77 |
| Todos | 156 | 238 | 119 | 1.53 | 0.76 |

Sólidos fijos

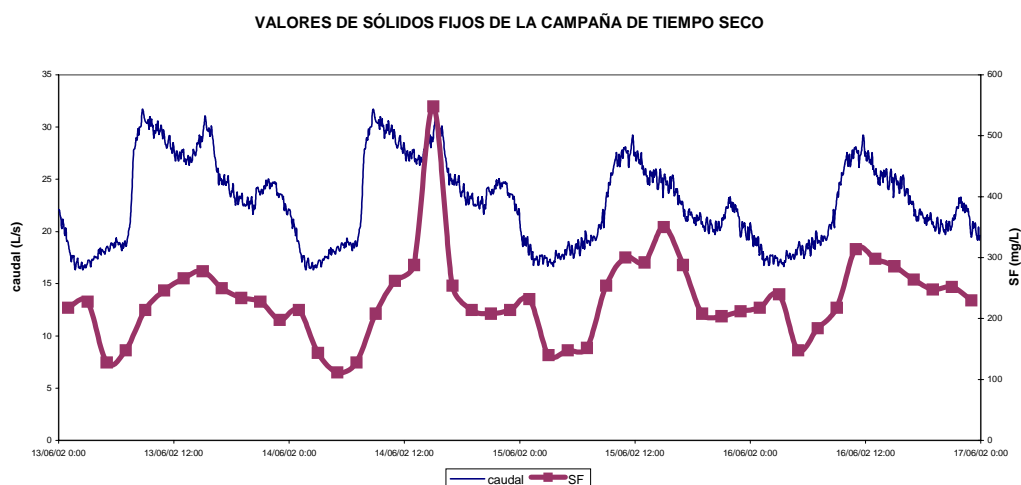


Figura IV-11. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos fijos de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-8. Medias ponderadas a caudal de sólidos fijos.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------|
| | SF (mg/L) |
| Laborables | 235 |
| Festivos | 243 |
| Todos | 239 |

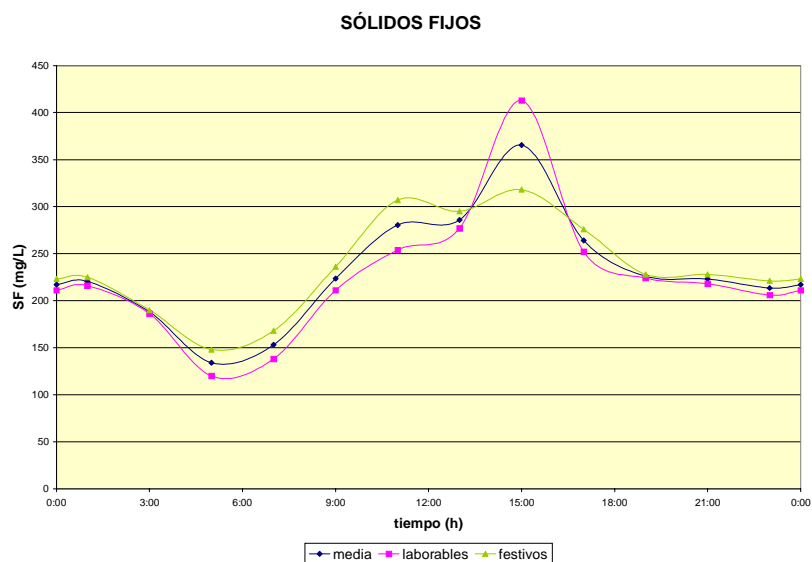


Figura IV-12. Polutogramas de tiempo seco de sólidos fijos.

Tabla IV-9. Valores y coeficientes característicos de sólidos fijos en tiempo seco.

| | SF (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 226 | 413 | 120 | 1.83 | 0.53 |
| Festivos | 237 | 318 | 148 | 1.34 | 0.63 |
| Todos | 231 | 365 | 134 | 1.58 | 0.58 |

Sólidos disueltos totales

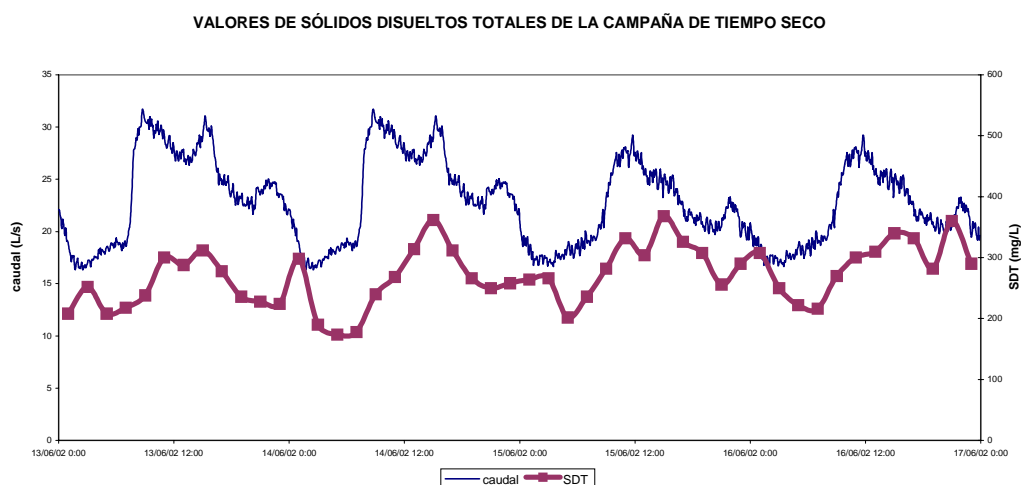


Figura IV-13. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos disueltos totales de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-10. Medias ponderadas a caudal de sólidos disueltos totales.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | SDT (mg/L) |
| Laborables | 260 |
| Festivos | 292 |
| Todos | 275 |

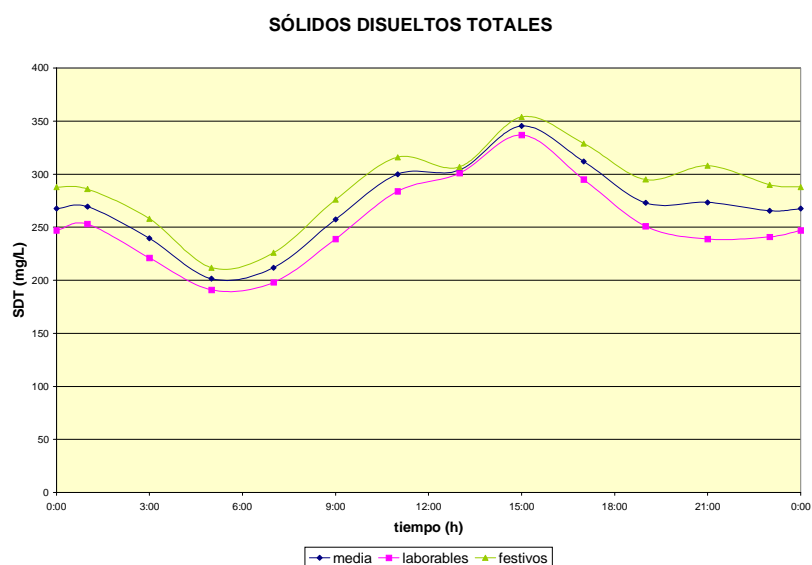


Figura IV-14. Polutogramas de tiempo seco de sólidos disueltos totales.

Tabla IV-11. Valores y coeficientes característicos de sólidos disueltos totales en tiempo seco.

| | SDT (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 254 | 337 | 191 | 1.33 | 0.75 |
| Festivos | 288 | 354 | 212 | 1.23 | 0.74 |
| Todos | 271 | 345 | 202 | 1.27 | 0.74 |

Sólidos disueltos volátiles

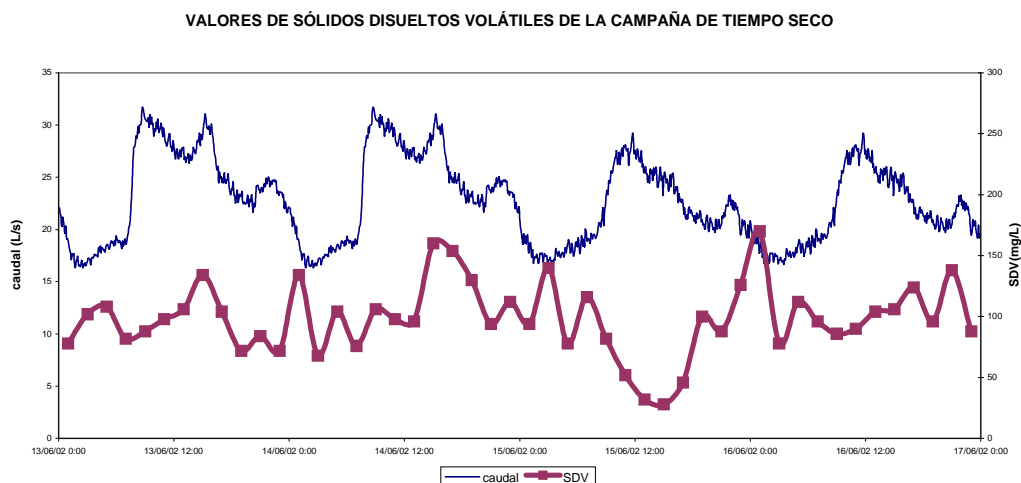


Figura IV-15. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos disueltos volátiles de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-12. Medias ponderadas a caudal de sólidos disueltos volátiles.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | SDV (mg/L) |
| Laborables | 104 |
| Festivos | 92 |
| Todos | 98 |

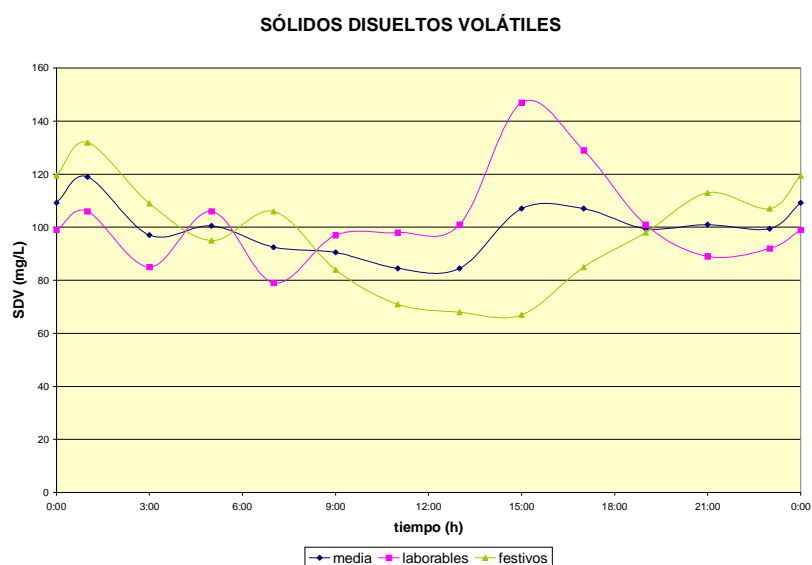


Figura IV-16. Polutogramas de tiempo seco de sólidos disueltos volátiles.

Tabla IV-13. Valores y coeficientes característicos de sólidos disueltos volátiles en tiempo seco.

| | SDV (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 103 | 147 | 79 | 1.43 | 0.77 |
| Festivos | 95 | 132 | 67 | 1.40 | 0.71 |
| Todos | 99 | 119 | 84 | 1.21 | 0.86 |

Sólidos disueltos fijos

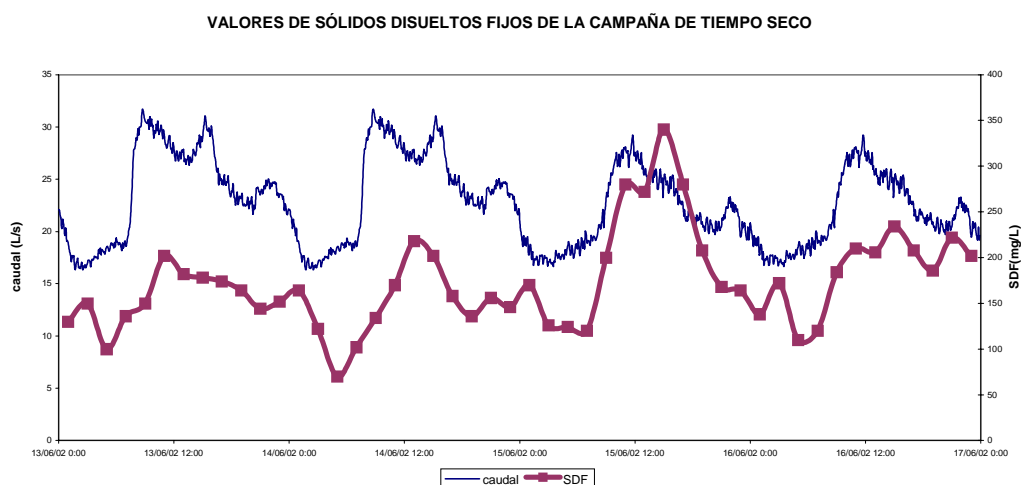


Figura IV-17. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos disueltos fijos de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-14. Medias ponderadas a caudal de sólidos disueltos fijos.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | SDF (mg/L) |
| Laborables | 156 |
| Festivos | 200 |
| Todos | 177 |

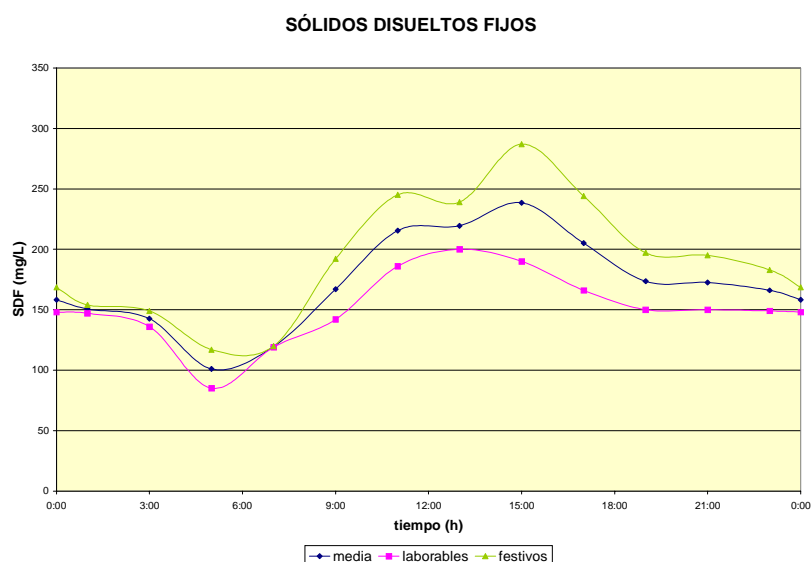


Figura IV-18. Polutogramas de tiempo seco de sólidos disueltos fijos.

Tabla IV-15. Valores y coeficientes característicos de sólidos disueltos fijos en tiempo seco.

| | SDF (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 152 | 200 | 85 | 1.32 | 0.56 |
| Festivos | 194 | 287 | 117 | 1.48 | 0.60 |
| Todos | 173 | 239 | 101 | 1.38 | 0.59 |

Sólidos en suspensión totales

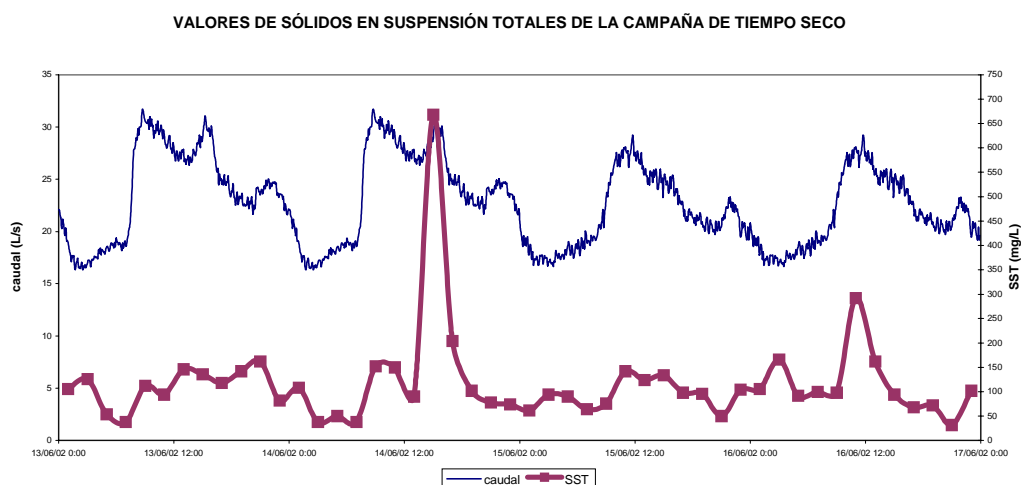


Figura IV-19. *Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos en suspensión totales de la campaña de tiempo seco.*

Tabla IV-16. *Medias ponderadas a caudal de sólidos en suspensión totales.*

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | SST (mg/L) |
| Laborables | 137 |
| Festivos | 109 |
| Todos | 124 |

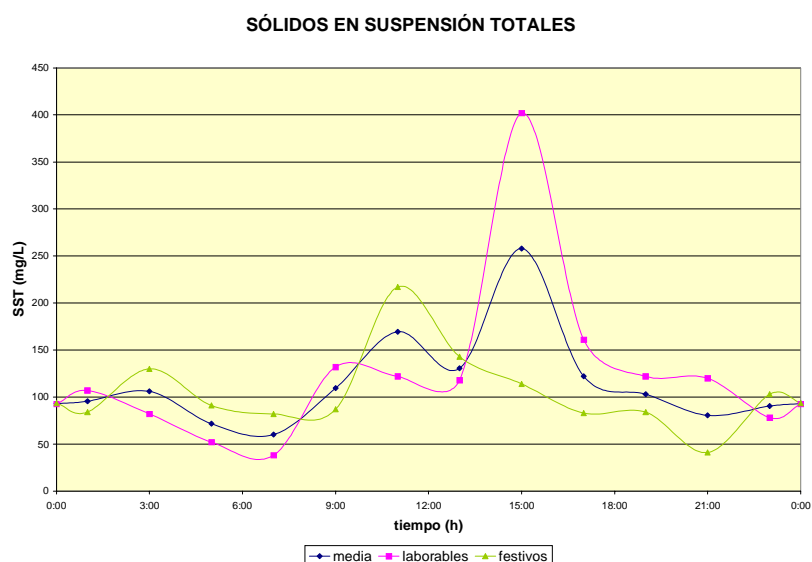


Figura IV-20. *Polutogramas de tiempo seco de sólidos en suspensión totales.*

Tabla IV-17. *Valores y coeficientes característicos de sólidos en suspensión totales en tiempo seco.*

| | SST (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 128 | 402 | 38 | 3.14 | 0.30 |
| Festivos | 105 | 217 | 41 | 2.07 | 0.39 |
| Todos | 116 | 258 | 60 | 2.22 | 0.52 |

Sólidos en suspensión volátiles

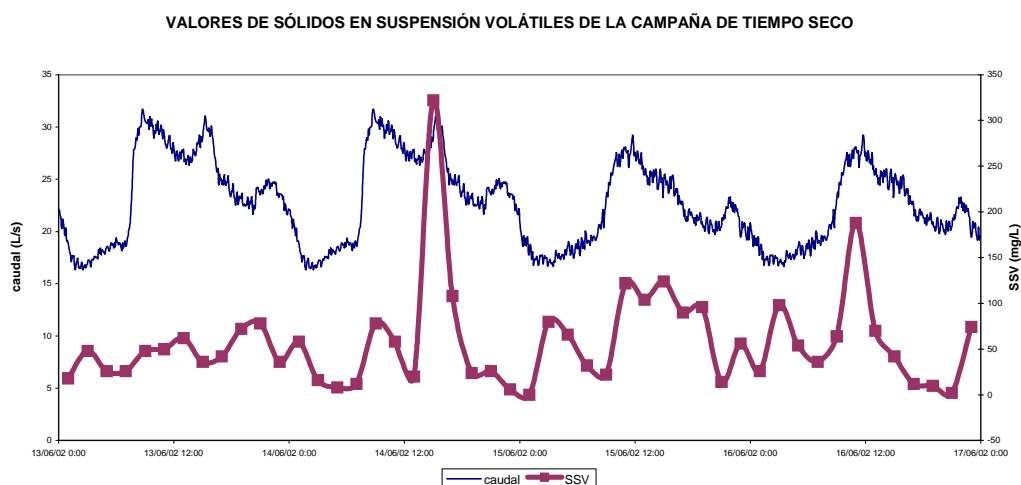


Figura IV-21. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos en suspensión volátiles de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-18. Medias ponderadas a caudal de sólidos en suspensión volátiles.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | SSV (mg/L) |
| Laborables | 58 |
| Festivos | 65 |
| Todos | 61 |

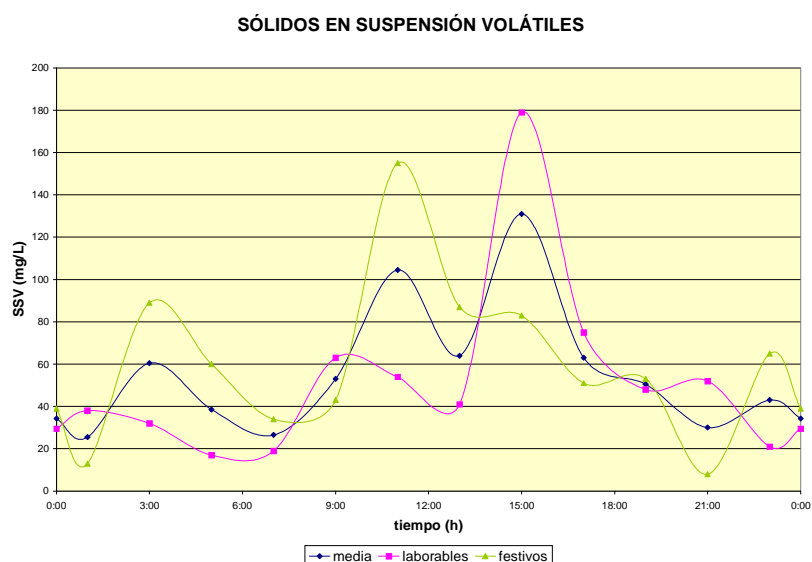


Figura IV-22. Polutogramas de tiempo seco de sólidos en suspensión volátiles.

Tabla IV-19. Valores y coeficientes característicos de sólidos en suspensión volátiles en tiempo seco.

| | SSV (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 53 | 179 | 17 | 3.36 | 0.32 |
| Festivos | 62 | 155 | 8 | 2.51 | 0.13 |
| Todos | 58 | 131 | 25 | 2.28 | 0.44 |

Sólidos en suspensión fijos

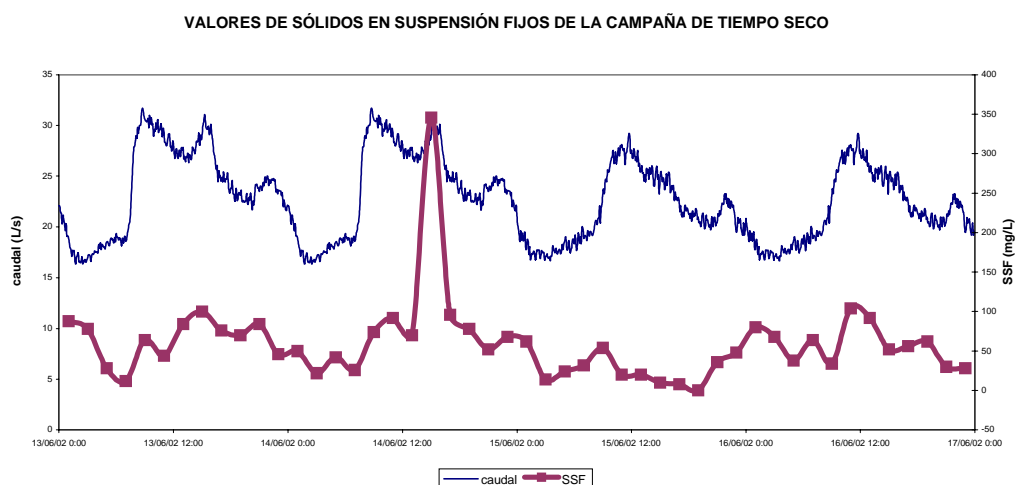


Figura IV-23. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos en suspensión fijos de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-20. Medias ponderadas a caudal de sólidos en suspensión fijos.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | SSF (mg/L) |
| Laborables | 80 |
| Festivos | 43 |
| Todos | 62 |

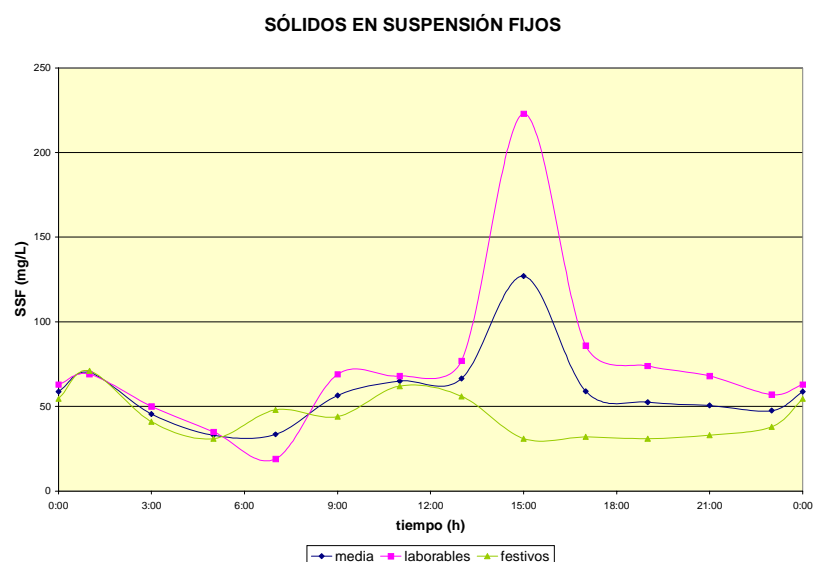


Figura IV-24. Polutogramas de tiempo seco de sólidos en suspensión fijos.

Tabla IV-21. Valores y coeficientes característicos de sólidos en suspensión fijos en tiempo seco.

| | SSF (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 75 | 223 | 19 | 2.99 | 0.25 |
| Festivos | 43 | 71 | 31 | 1.64 | 0.72 |
| Todos | 59 | 127 | 33 | 2.16 | 0.56 |

Sólidos sedimentables

VALORES DE SÓLIDOS SEDIMENTABLES DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

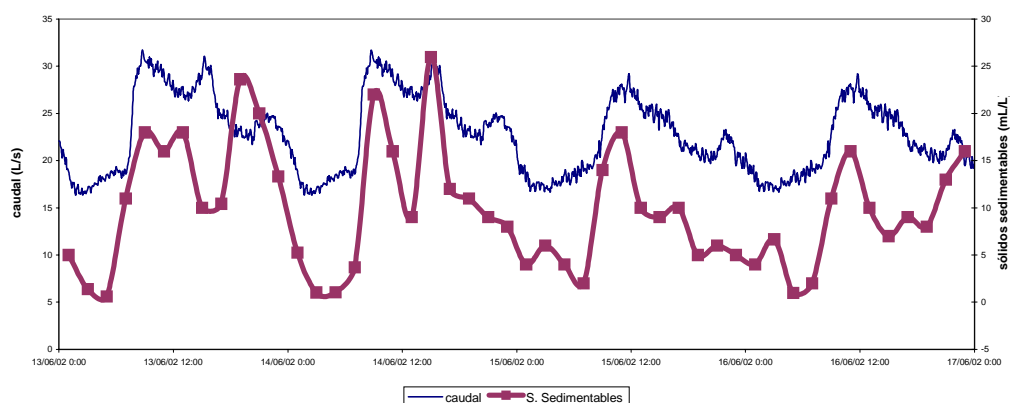


Figura IV-25. Resultados de laboratorio de los análisis de sólidos sedimentables de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-22. Medias ponderadas a caudal de sólidos sedimentables.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------------------------|
| | Sólidos sedimentables (mL/L) |
| Laborables | 12.4 |
| Festivos | 8.7 |
| Todos | 10.6 |

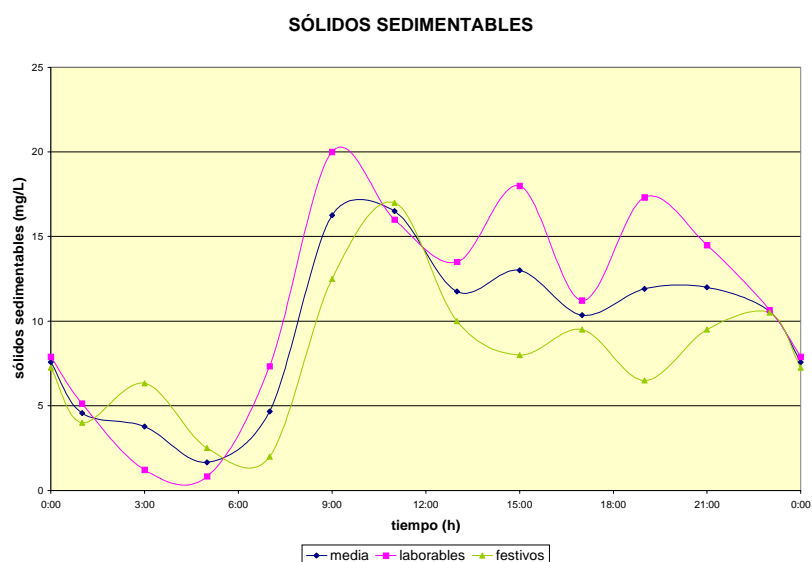


Figura IV-26. Polutogramas de tiempo seco de sólidos sedimentables.

Tabla IV-23. Valores y coeficientes característicos de sólidos sedimentables en tiempo seco.

| | Sólidos sedimentables (mL/L) | | | | |
|------------|------------------------------|--------------|--------------|--------------------|-------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coefficiente punta | Coefficiente de mínimos |
| Laborables | 11.3 | 20.0 | 0.8 | 1.77 | 0.07 |
| Festivos | 8.2 | 17.0 | 2.0 | 2.07 | 0.24 |
| Todos | 9.8 | 16.5 | 1.7 | 1.69 | 0.17 |

Coliformes totales

VALORES DE COLIFORMES TOTALES DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

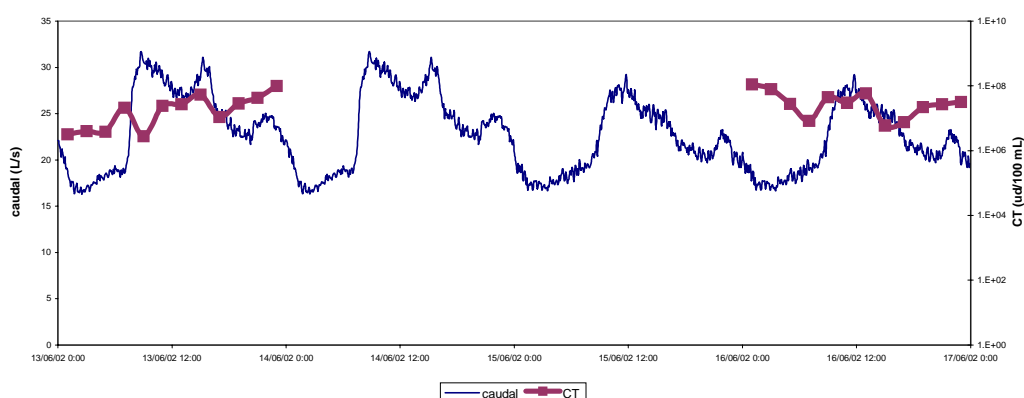


Figura IV-27. Resultados de laboratorio de los análisis de coliformes totales de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-24. Medias ponderadas a caudal de coliformes totales.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------------|
| | CT (ud/100 mL) |
| Laborables | $2.8 \cdot 10^7$ |
| Festivos | $3.6 \cdot 10^7$ |
| Todos | $3.2 \cdot 10^7$ |

COLIFORMES TOTALES

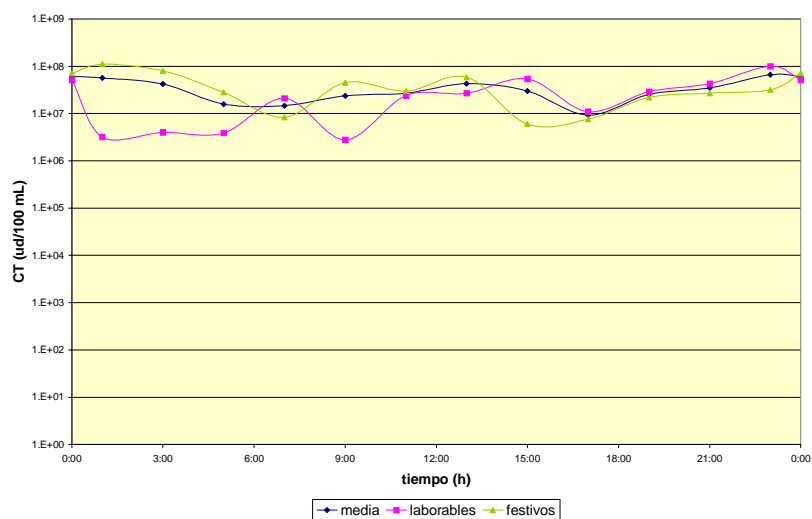


Figura IV-28. Polutogramas de tiempo seco de coliformes totales.

Tabla IV-25. Valores y coeficientes característicos de coliformes totales en tiempo seco.

| | CT (ud/100 mL) | | | | |
|------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | $2.7 \cdot 10^7$ | 10^8 | $2.8 \cdot 10^6$ | 3.72 | 0.10 |
| Festivos | $3.8 \cdot 10^7$ | $1.1 \cdot 10^8$ | $6.0 \cdot 10^6$ | 2.90 | 0.16 |
| Todos | $3.2 \cdot 10^7$ | $6.6 \cdot 10^7$ | $9.3 \cdot 10^6$ | 2.04 | 0.29 |

Coliformes fecales

VALORES DE COLIFORMES FECALES DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

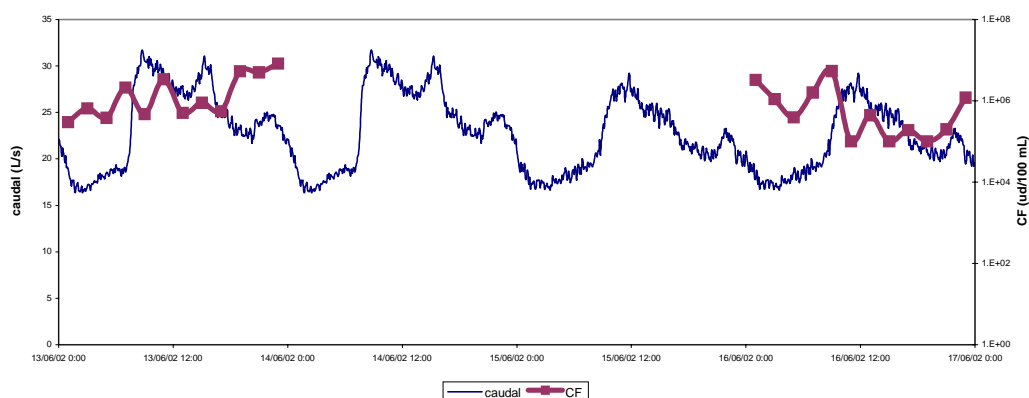


Figura IV-29. Resultados de laboratorio de los análisis de coliformes fecales de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-26. Medias ponderadas a caudal de coliformes fecales.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------------|
| | CF (ud/100 mL) |
| Laborables | $2.3 \cdot 10^6$ |
| Festivos | $1.1 \cdot 10^6$ |
| Todos | $1.7 \cdot 10^6$ |

COLIFORMES FECALES

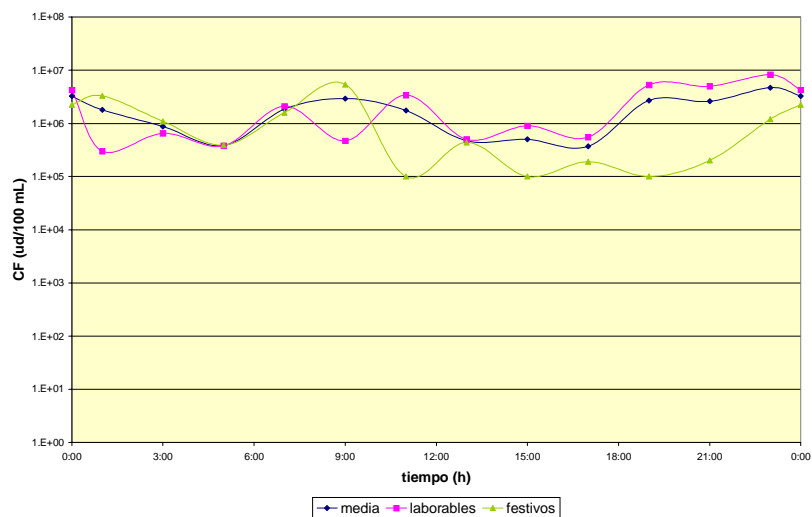


Figura IV-30. Polutogramas de tiempo seco de coliformes fecales.

Tabla IV-27. Valores y coeficientes característicos de coliformes fecales en tiempo seco.

| | CF (ud/100 mL) | | | | |
|------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | $2.3 \cdot 10^6$ | $8.2 \cdot 10^6$ | $3 \cdot 10^5$ | 3.55 | 0.13 |
| Festivos | $1.1 \cdot 10^6$ | $5.4 \cdot 10^6$ | 10^5 | 4.59 | 0.08 |
| Todos | $1.7 \cdot 10^6$ | $4.7 \cdot 10^6$ | $3.7 \cdot 10^5$ | 2.69 | 0.21 |

NTK

VALORES DE NTK DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

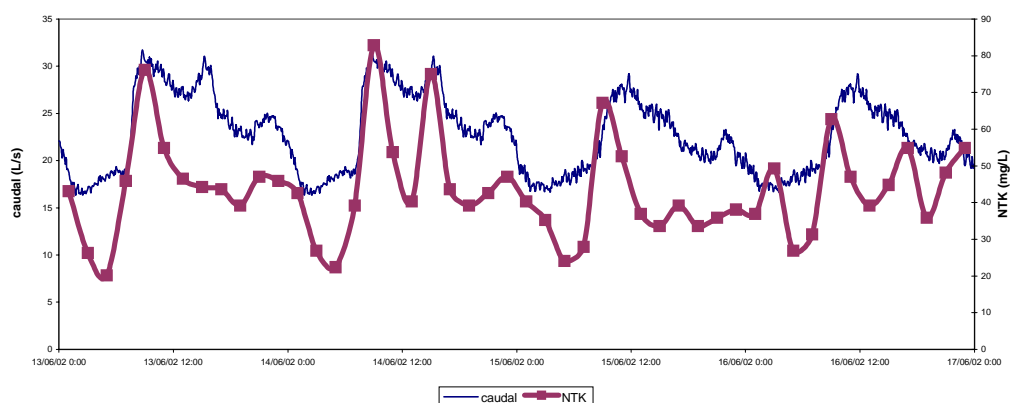


Figura IV-31. Resultados de laboratorio de los análisis de NTK de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-28. Medias ponderadas a caudal de NTK.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------|
| | NTK (mg/L) |
| Laborables | 47.6 |
| Festivos | 42.1 |
| Todos | 45.0 |

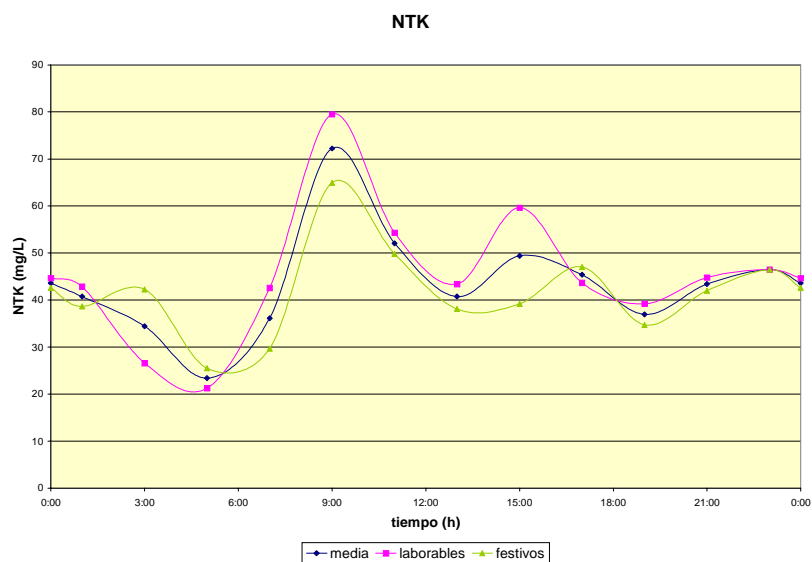


Figura IV-32. Polutogramas de tiempo seco de NTK.

Tabla IV-29. Valores y coeficientes característicos de NTK en tiempo seco.

| | NTK (mg/L) | | | | |
|------------|-------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 45.4 | 79.5 | 21.3 | 1.75 | 0.47 |
| Festivos | 41.5 | 65.0 | 25.5 | 1.56 | 0.61 |
| Todos | 43.5 | 72.2 | 23.4 | 1.66 | 0.54 |

Nitrógeno amoniacal

VALORES DE NITRÓGENO AMONIACAL DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

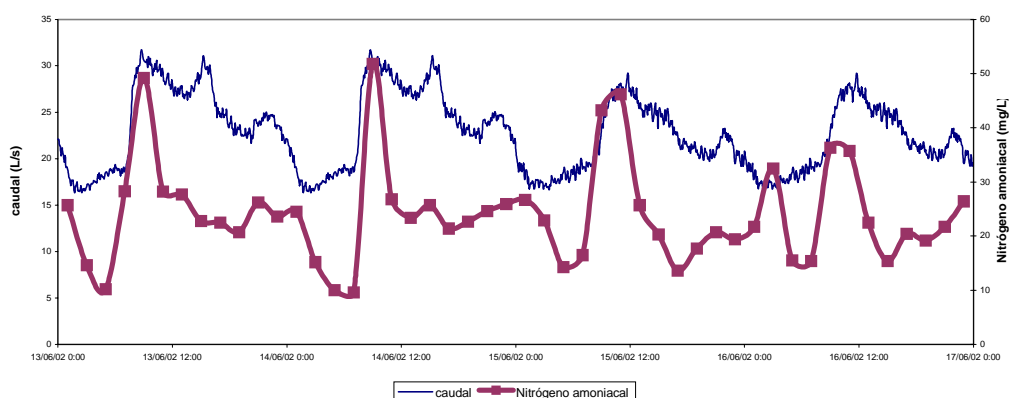


Figura IV-33. Resultados de laboratorio de los análisis de nitrógeno amoniacal de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-30. Medias ponderadas a caudal de nitrógeno amoniacal.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|----------------------------|
| | Nitrógeno amoniacal (mg/L) |
| Laborables | 25.5 |
| Festivos | 24.3 |
| Todos | 24.9 |

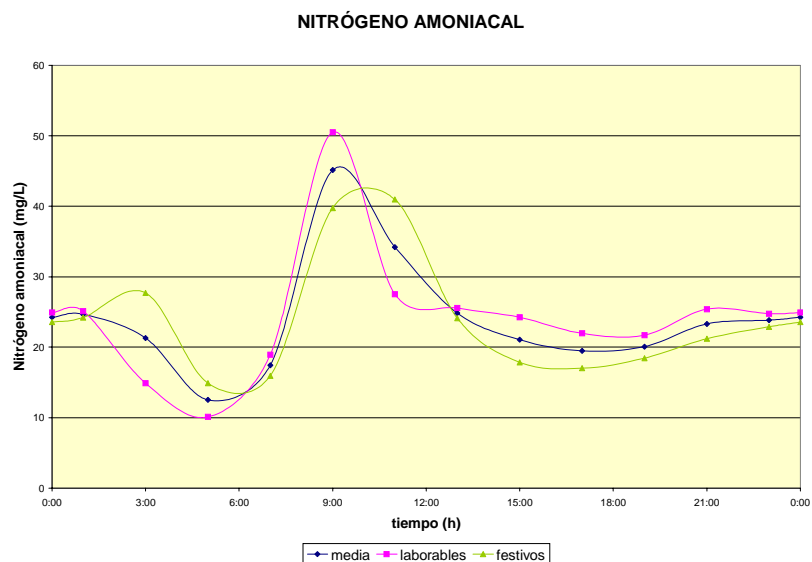


Figura IV-34. Polutogramas de tiempo seco de nitrógeno amoniacal.

Tabla IV-31. Valores y coeficientes característicos de nitrógeno amoniacal en tiempo seco.

| | Nitrógeno amoniacal (mg/L) | | | | |
|------------|----------------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 24.2 | 50.5 | 10.1 | 2.09 | 0.42 |
| Festivos | 23.7 | 41.0 | 14.9 | 1.72 | 0.63 |
| Todos | 24.0 | 45.1 | 12.5 | 1.88 | 0.52 |

Fósforo total

VALORES DE FÓSFORO TOTAL DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

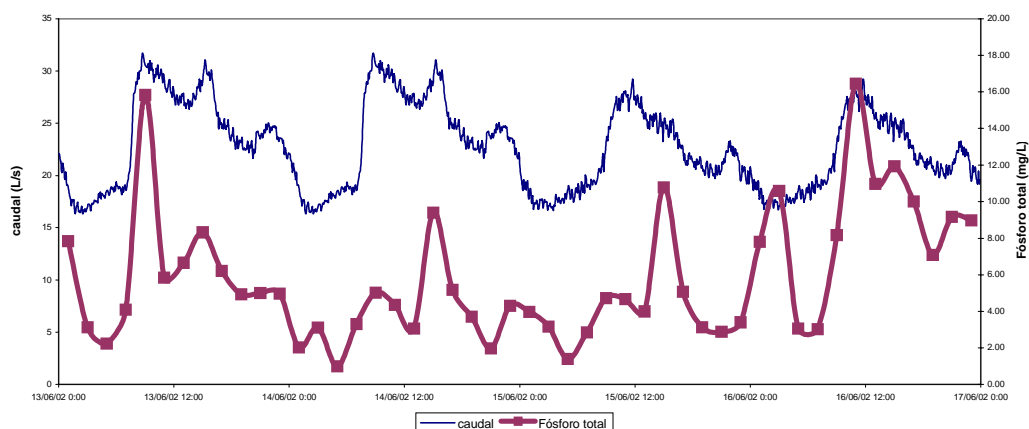


Figura IV-35. Resultados de laboratorio de los análisis de fósforo total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-32. Medias ponderadas a caudal de fósforo total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|----------------------|
| | Fósforo total (mg/L) |
| Laborables | 5.4 |
| Festivos | 6.8 |
| Todos | 6.1 |

FÓSFORO TOTAL

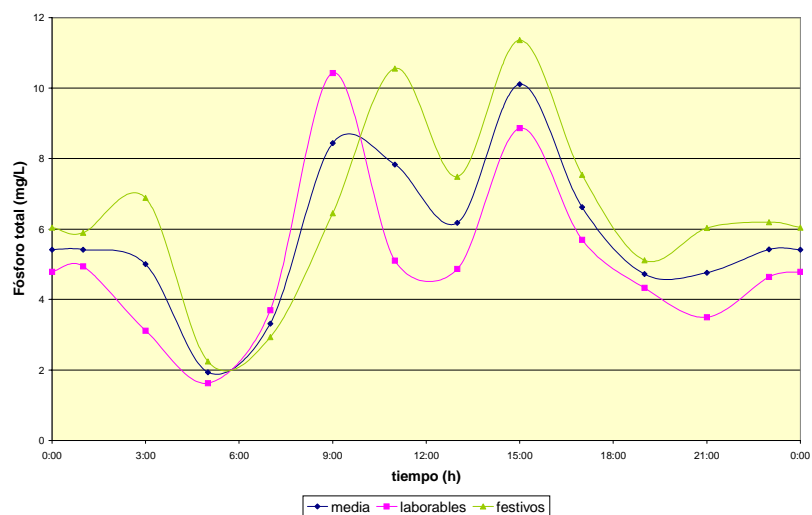


Figura IV-36. Polutogramas de tiempo seco de fósforo total.

Tabla IV-33. Valores y coeficientes característicos de fósforo total en tiempo seco.

| | Fósforo total (mg/L) | | | | |
|------------|----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 5.1 | 10.4 | 1.6 | 2.06 | 0.32 |
| Festivos | 6.6 | 11.4 | 2.2 | 1.73 | 0.34 |
| Todos | 5.8 | 10.1 | 1.9 | 1.74 | 0.33 |

Fósforo disuelto

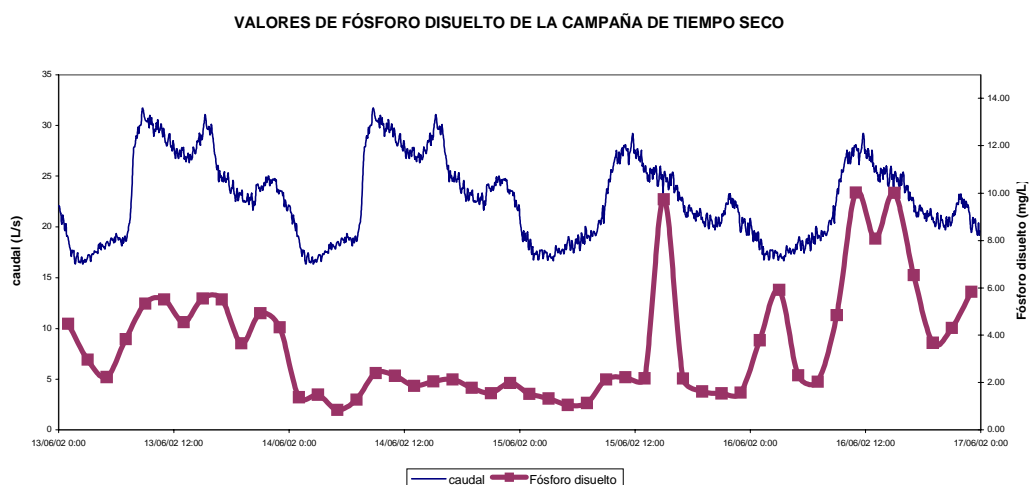


Figura IV-37. Resultados de laboratorio de los análisis de fósforo disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-34. Medias ponderadas a caudal de fósforo disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-------------------------|
| | Fósforo disuelto (mg/L) |
| Laborables | 3.2 |
| Festivos | 4.2 |
| Todos | 3.7 |

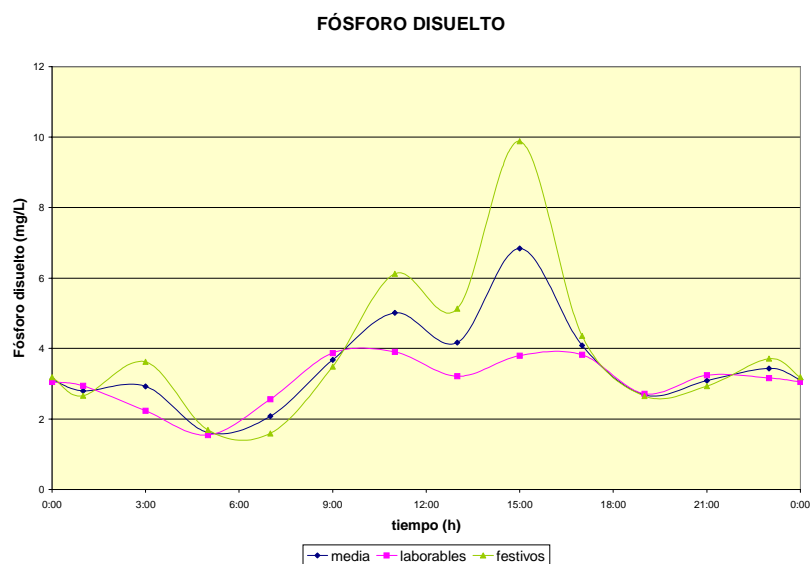


Figura IV-38. Polutogramas de tiempo seco de fósforo disuelto.

Tabla IV-35. Valores y coeficientes característicos de fósforo disuelto en tiempo seco.

| | Fósforo disuelto (mg/L) | | | | |
|------------|-------------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 3.1 | 3.9 | 1.5 | 1.27 | 0.50 |
| Festivos | 4.0 | 9.9 | 1.6 | 2.48 | 0.40 |
| Todos | 3.5 | 6.8 | 1.6 | 1.94 | 0.46 |

DBO₅

VALORES DE DBO₅ DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

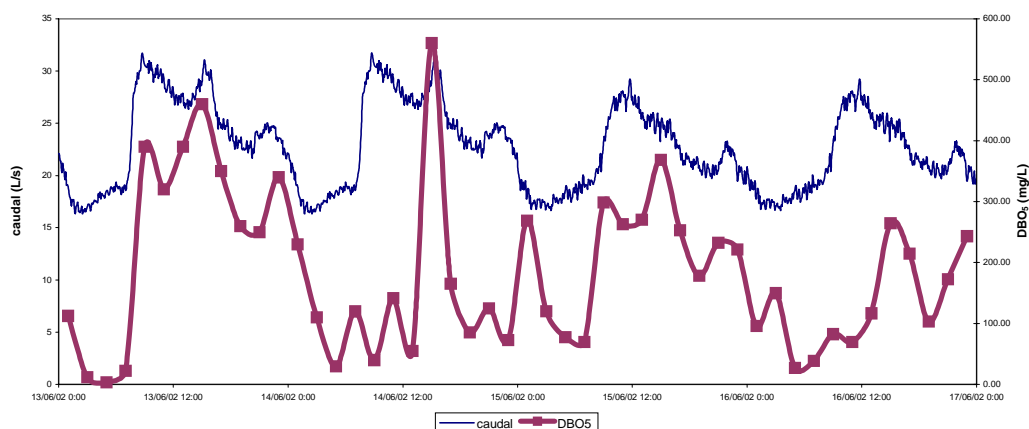


Figura IV-39. Resultados de laboratorio de los análisis de DBO₅ de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-36. Medias ponderadas a caudal de DBO₅.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-------------------------|
| | DBO ₅ (mg/L) |
| Laborables | 210 |
| Festivos | 180 |
| Todos | 196 |

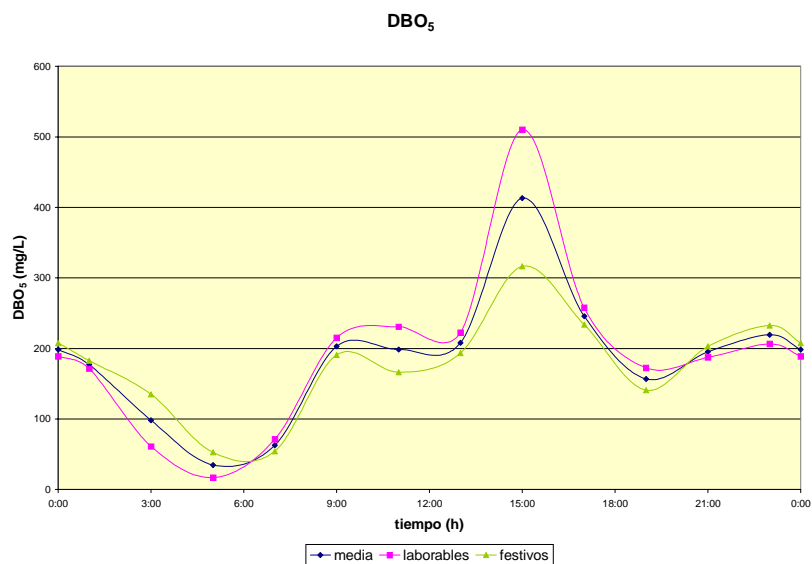


Figura IV-40. Polutogramas de tiempo seco de DBO₅.

Tabla IV-37. Valores y coeficientes característicos de DBO₅ en tiempo seco.

| | DBO ₅ (mg/L) | | | | |
|------------|-------------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 194 | 510 | 17 | 2.63 | 0.09 |
| Festivos | 175 | 316 | 52 | 1.81 | 0.30 |
| Todos | 184 | 413 | 35 | 2.24 | 0.19 |

DQO total

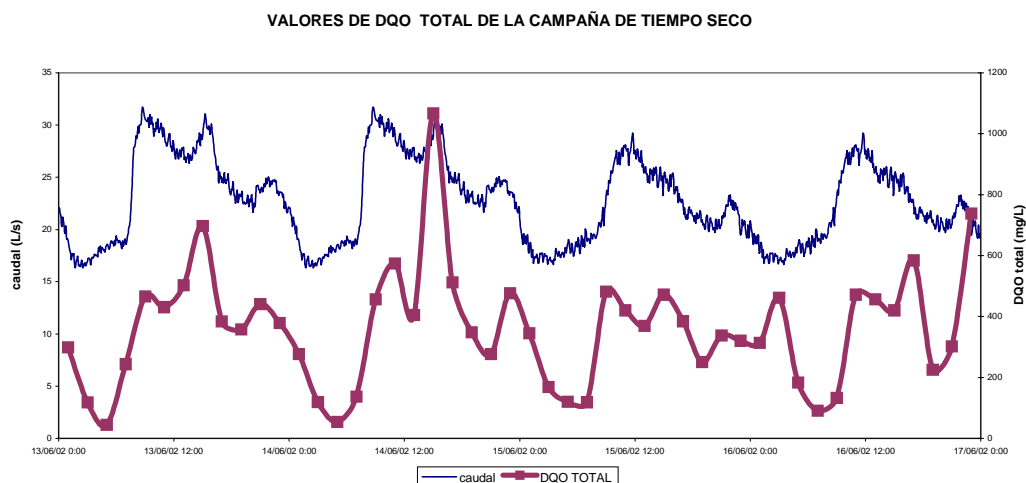


Figura IV-41. Resultados de laboratorio de los análisis de DQO total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-38. Medias ponderadas a caudal de DQO total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|------------------|
| | DQO total (mg/L) |
| Laborables | 410 |
| Festivos | 350 |
| Todos | 382 |

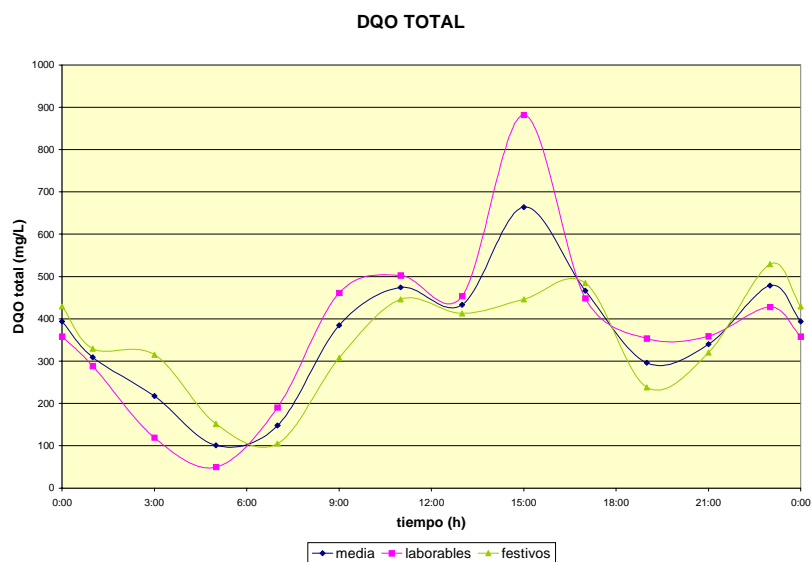


Figura IV-42. Polutogramas de tiempo seco de DQO total.

Tabla IV-39. Valores y coeficientes característicos de DQO total en tiempo seco.

| | DQO total (mg/L) | | | | |
|------------|------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 378 | 882 | 50 | 2.33 | 0.13 |
| Festivos | 341 | 529 | 105 | 1.55 | 0.31 |
| Todos | 359 | 664 | 101 | 1.85 | 0.28 |

DQO no sedimentable

VALORES DE DQO NO SEDIMENTABLE DE LA CAMPAÑA DE TIEMPO SECO

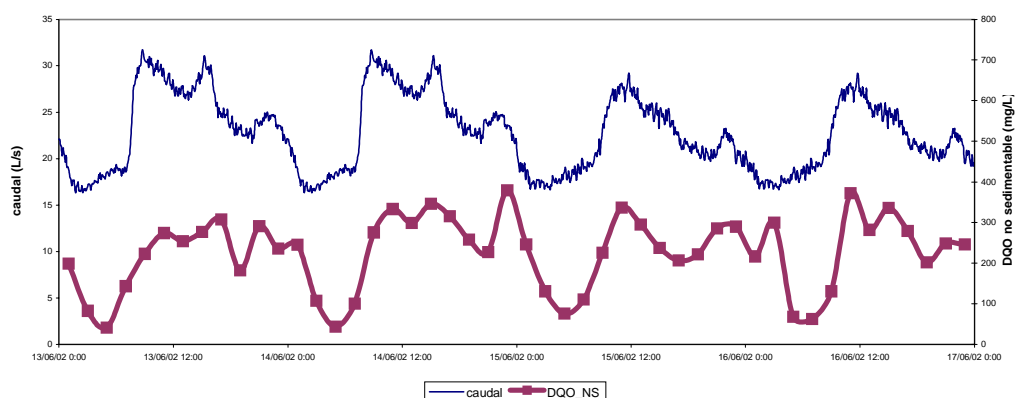


Figura IV-43.

Resultados de laboratorio de los análisis de DQO no sedimentable de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-40.

Medias ponderadas a caudal de DQO no sedimentable.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|----------------------------|
| | DQO no sedimentable (mg/L) |
| Laborables | 240 |
| Festivos | 233 |
| Todos | 236 |

DQO NO SEDIMENTABLE

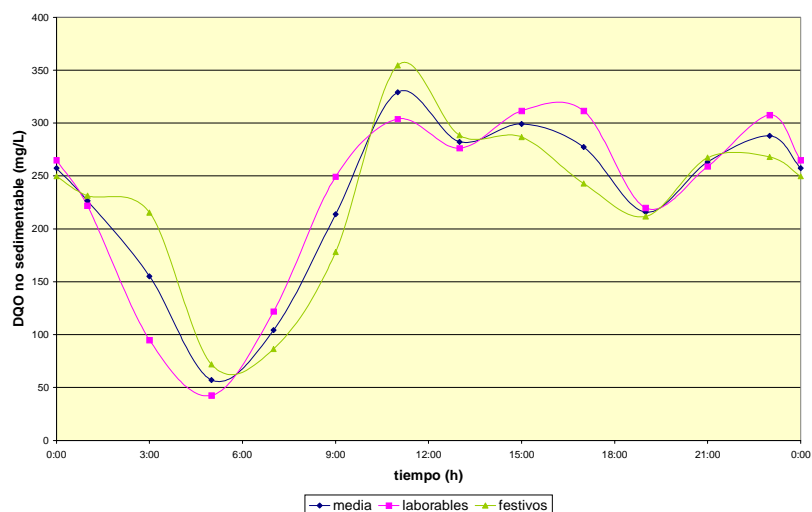


Figura IV-44.

Polítopos de tiempo seco de DQO no sedimentable.

Tabla IV-41.

Valores y coeficientes característicos de DQO no sedimentable en tiempo seco.

| | DQO no sedimentable (mg/L) | | | | |
|------------|----------------------------|--------------|--------------|--------------------|-------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coefficiente punta | Coefficiente de mínimos |
| Laborables | 227 | 312 | 43 | 1.37 | 0.19 |
| Festivos | 225 | 354 | 72 | 1.57 | 0.32 |
| Todos | 226 | 329 | 57 | 1.46 | 0.25 |

DQO sedimentable

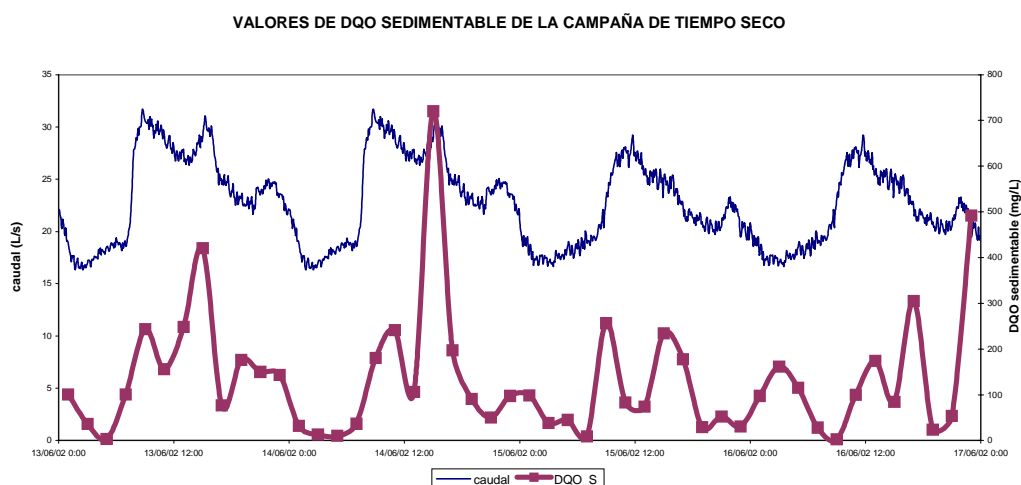


Figura IV-45. Resultados de laboratorio de los análisis de DQO sedimentable de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-42. Medias ponderadas a caudal de DQO sedimentable.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-------------------------|
| | DQO sedimentable (mg/L) |
| Laborables | 171 |
| Festivos | 117 |
| Todos | 145 |

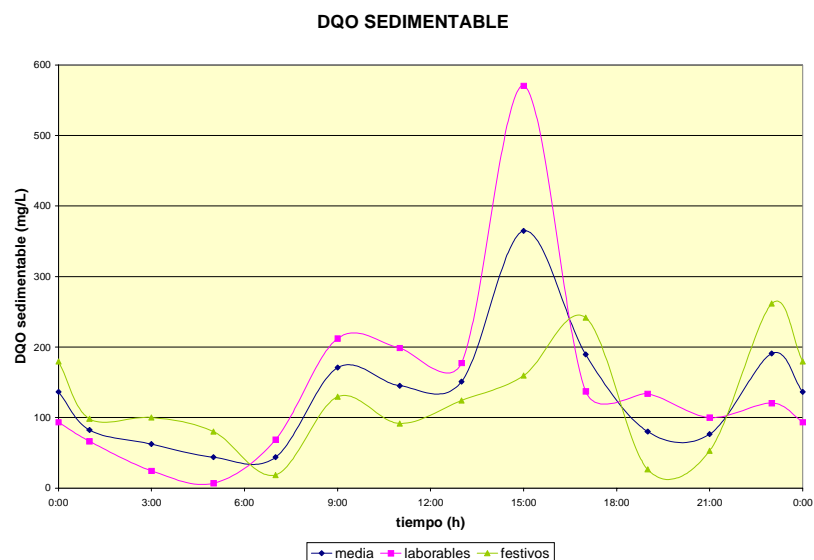


Figura IV-46. Polutogramas de tiempo seco de DQO sedimentable.

Tabla IV-43. Valores y coeficientes característicos de DQO sedimentable en tiempo seco.

| | DQO sedimentable (mg/L) | | | | |
|------------|-------------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 151 | 571 | 7 | 3.77 | 0.05 |
| Festivos | 115 | 262 | 19 | 2.27 | 0.16 |
| Todos | 133 | 365 | 44 | 2.74 | 0.33 |

Carbono total

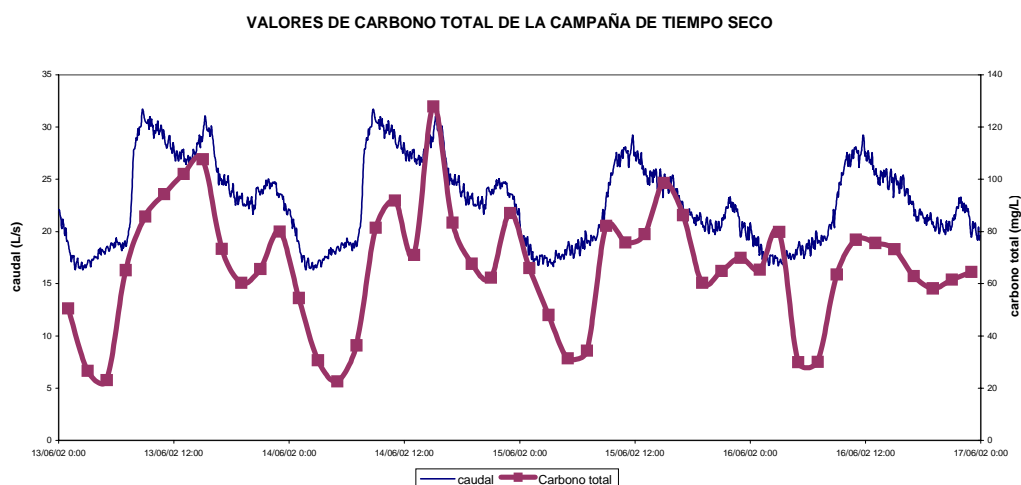


Figura IV-47. Resultados de laboratorio de los análisis de carbono total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-44. Medias ponderadas a caudal de carbono total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|----------------------|
| | Carbono total (mg/L) |
| Laborables | 73.3 |
| Festivos | 65.7 |
| Todos | 69.7 |

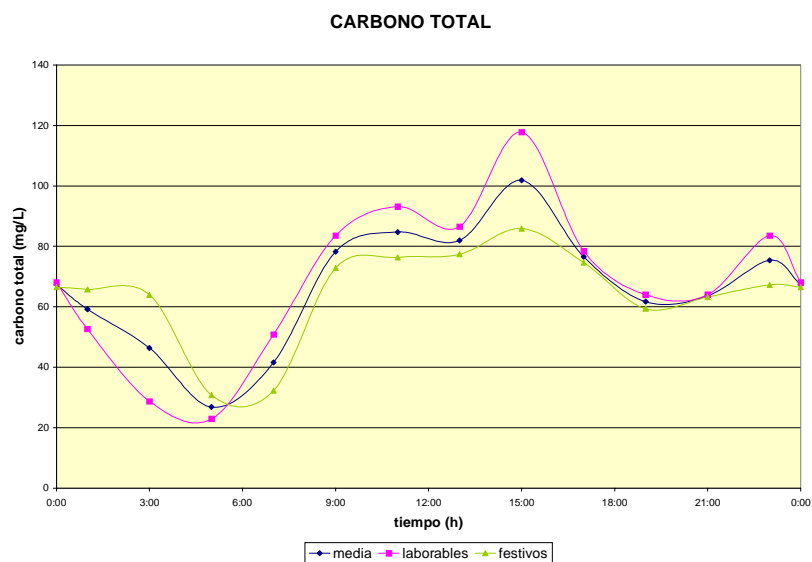


Figura IV-48. Polutogramas de tiempo seco de carbono total.

Tabla IV-45. Valores y coeficientes característicos de carbono total en tiempo seco.

| | Carbono total (mg/L) | | | | |
|------------|----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 68.8 | 117.8 | 22.9 | 1.71 | 0.33 |
| Festivos | 64.1 | 85.9 | 30.8 | 1.34 | 0.48 |
| Todos | 66.5 | 101.8 | 26.8 | 1.53 | 0.40 |

Carbono orgánico

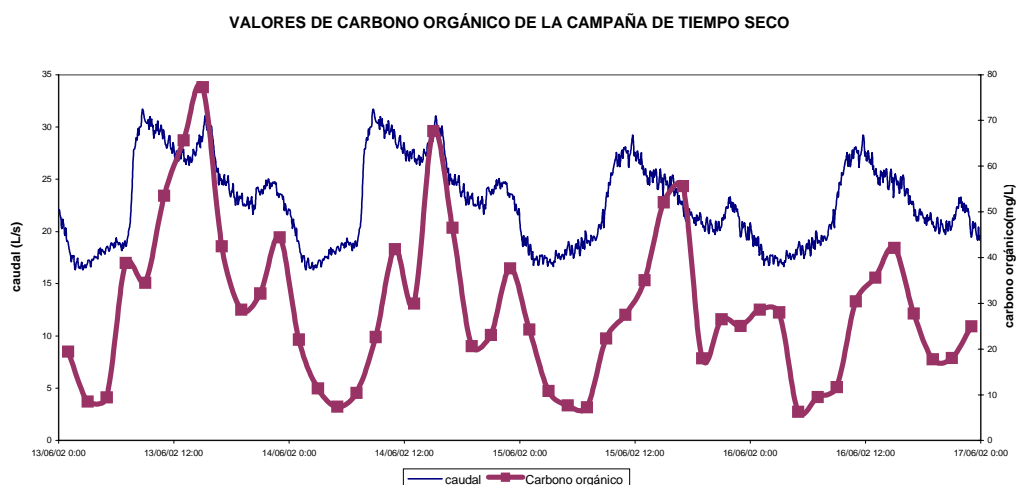


Figura IV-49. Resultados de laboratorio de los análisis de carbono orgánico de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-46. Medias ponderadas a caudal de carbono orgánico.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-------------------------|
| | Carbono orgánico (mg/L) |
| Laborables | 35.7 |
| Festivos | 25.8 |
| Todos | 31.0 |

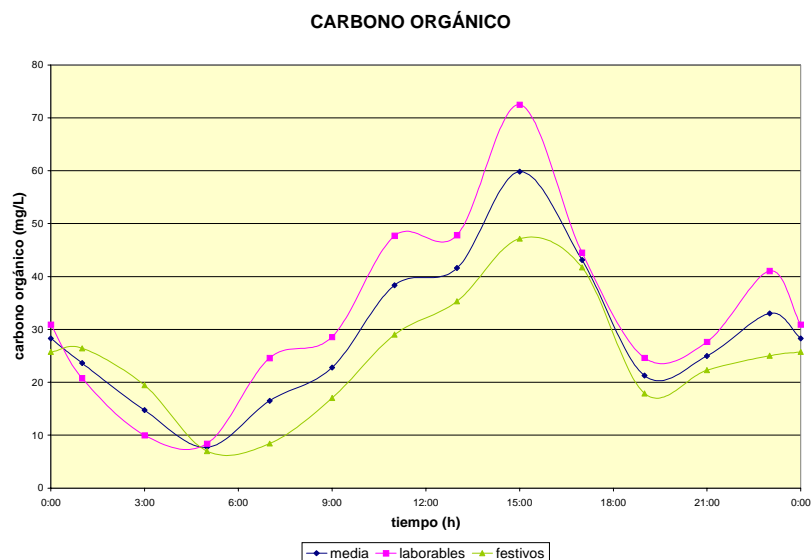


Figura IV-50. Polutogramas de tiempo seco de carbono orgánico.

Tabla IV-47. Valores y coeficientes característicos de carbono orgánico en tiempo seco.

| | Carbono orgánico (mg/L) | | | | |
|------------|-------------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 33.2 | 72.5 | 8.4 | 2.18 | 0.25 |
| Festivos | 24.7 | 47.2 | 7.0 | 1.91 | 0.28 |
| Todos | 29.0 | 59.8 | 7.7 | 2.07 | 0.27 |

Carbono inorgánico

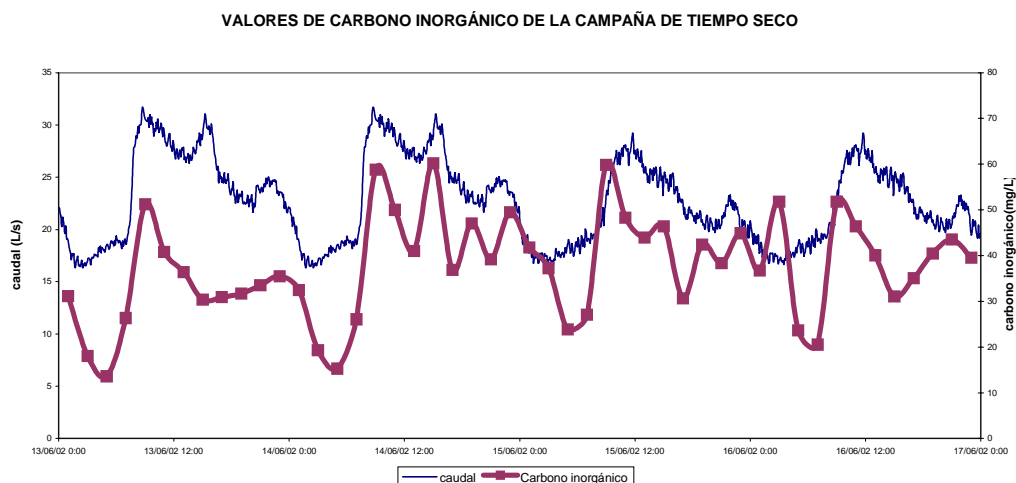


Figura IV-51. Resultados de laboratorio de los análisis de carbono inorgánico de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-48. Medias ponderadas a caudal de carbono inorgánico.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|---------------------------|
| | Carbono inorgánico (mg/L) |
| Laborables | 37.5 |
| Festivos | 39.9 |
| Todos | 38.7 |

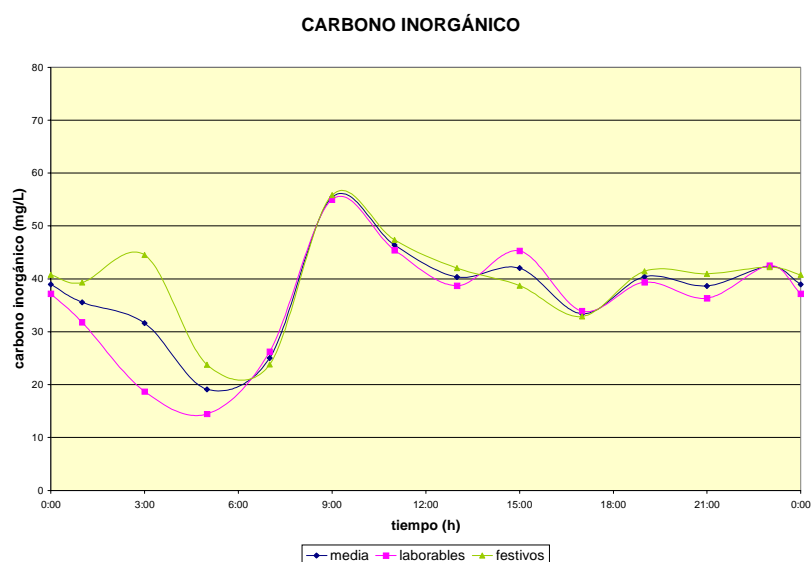


Figura IV-52. Polutogramas de tiempo seco de carbono inorgánico.

Tabla IV-49. Valores y coeficientes característicos de carbono inorgánico en tiempo seco.

| | Carbono inorgánico (mg/L) | | | | |
|------------|---------------------------|--------------|--------------|--------------------|-------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coefficiente punta | Coefficiente de mínimos |
| Laborables | 35.6 | 55.0 | 14.5 | 1.54 | 0.41 |
| Festivos | 39.4 | 55.8 | 23.8 | 1.42 | 0.60 |
| Todos | 37.5 | 55.4 | 19.1 | 1.48 | 0.51 |

Aluminio

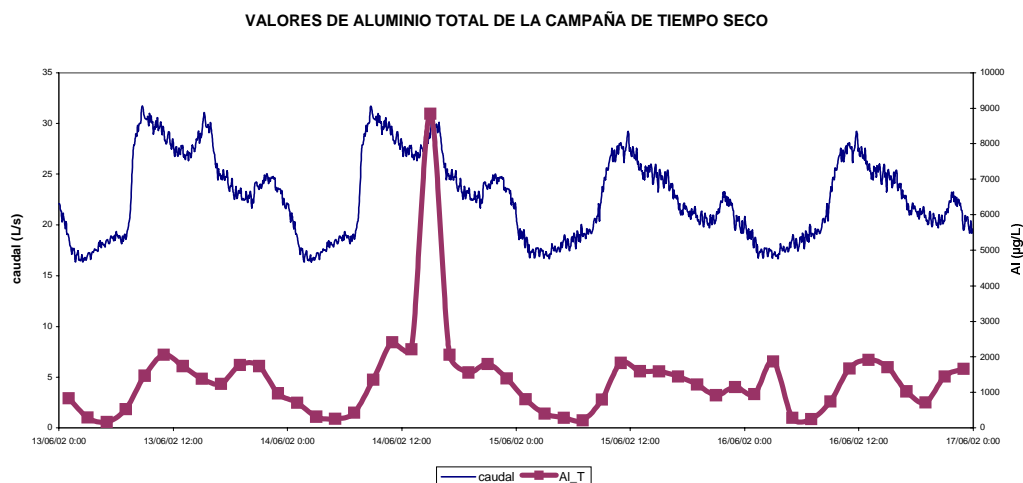


Figura IV-53. Resultados de laboratorio de los análisis de aluminio total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-50. Medias ponderadas a caudal de aluminio total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Al total (µg/L) |
| Laborables | 1735.9 |
| Festivos | 1157.0 |
| Todos | 1460.9 |

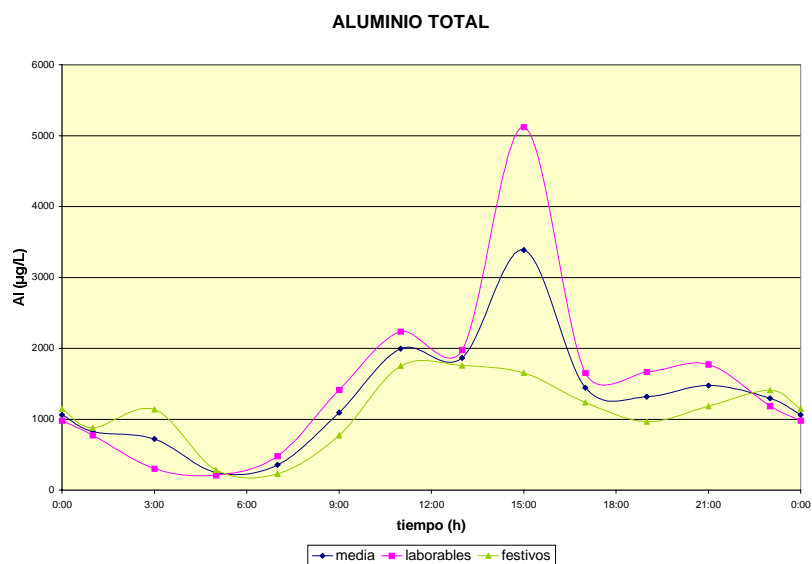


Figura IV-54. Polutogramas de tiempo seco de aluminio total.

Tabla IV-51. Valores y coeficientes característicos de aluminio total en tiempo seco.

| | Al total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|--------------------|-------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coefficiente punta | Coefficiente de mínimos |
| Laborables | 1567.3 | 5121.6 | 212.5 | 3.27 | 0.14 |
| Festivos | 1106.3 | 1757.3 | 233.6 | 1.59 | 0.21 |
| Todos | 1336.8 | 3387.3 | 249.4 | 2.53 | 0.19 |

Aluminio disuelto

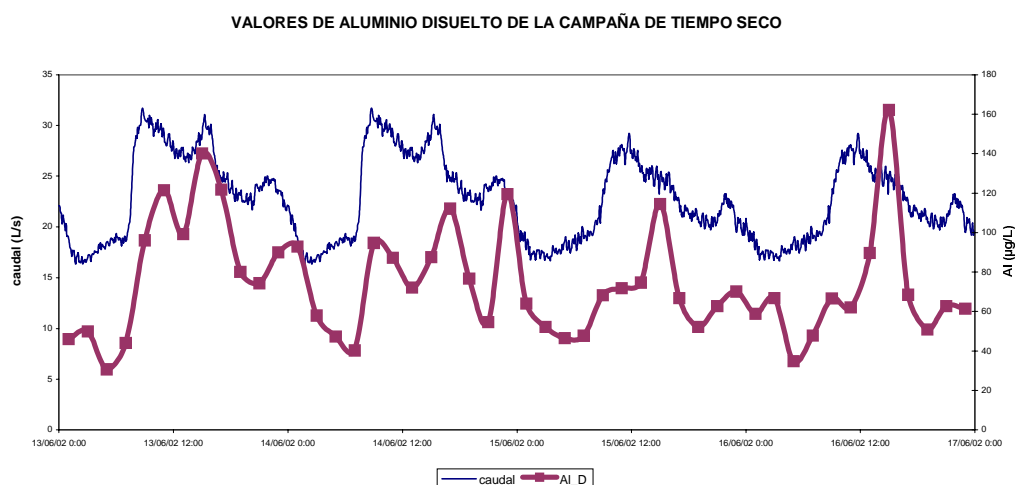


Figura IV-55. Resultados de laboratorio de los análisis de aluminio disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-52. Medias ponderadas a caudal de aluminio disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Al disuelto (µg/L) |
| Laborables | 84.6 |
| Festivos | 69.6 |
| Todos | 77.5 |

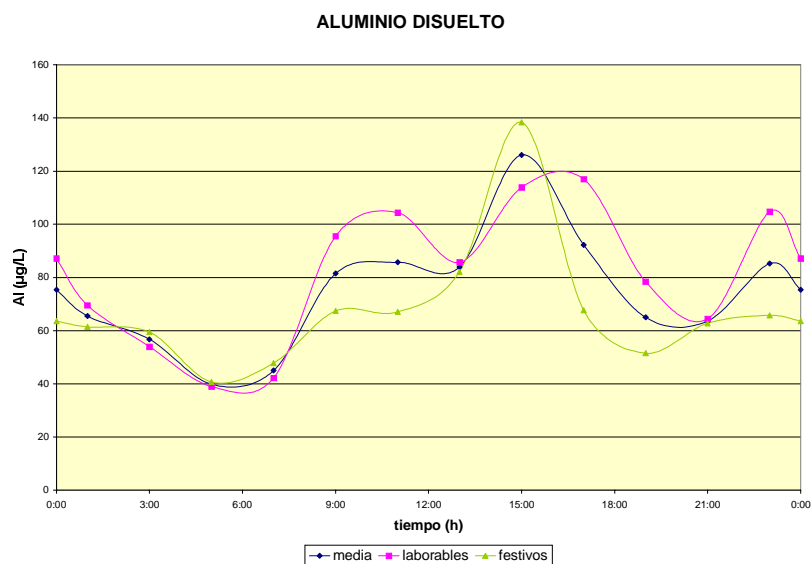


Figura IV-56. Polutogramas de tiempo seco de aluminio disuelto.

Tabla IV-53. Valores y coeficientes característicos de aluminio disuelto en tiempo seco.

| | Al disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 80.7 | 117.0 | 39.0 | 1.45 | 0.48 |
| Festivos | 67.7 | 138.4 | 40.6 | 2.04 | 0.60 |
| Todos | 74.2 | 126.1 | 39.8 | 1.70 | 0.54 |

Aluminio particulado

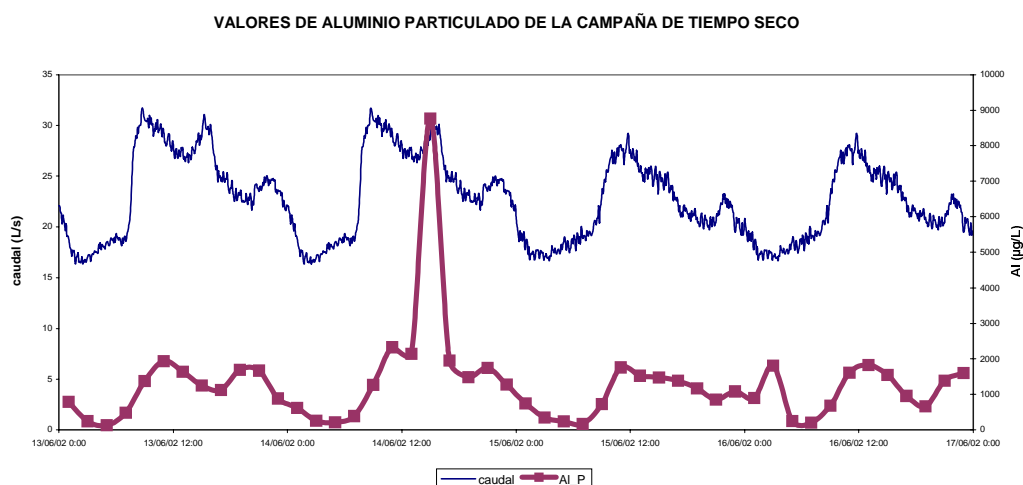


Figura IV-57. Resultados de laboratorio de los análisis de aluminio particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-54. Medias ponderadas a caudal de aluminio particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Al particulado (µg/L) |
| Laborables | 1651.3 |
| Festivos | 1087.4 |
| Todos | 1383.4 |

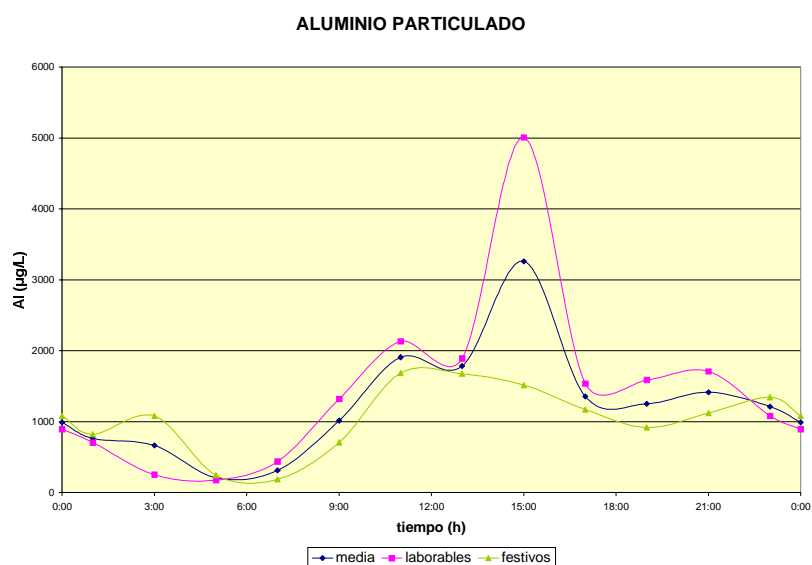


Figura IV-58. Polutogramas de tiempo seco de aluminio particulado.

Tabla IV-55. Valores y coeficientes característicos de aluminio particulado en tiempo seco.

| | Al particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 1486.6 | 5007.8 | 173.5 | 3.37 | 0.12 |
| Festivos | 1038.6 | 1684.0 | 185.8 | 1.62 | 0.18 |
| Todos | 1262.6 | 3261.2 | 209.6 | 2.58 | 0.17 |

Cromo

De los análisis de las 48 muestras de tiempo seco, 31 dieron un resultado indeterminado en el caso de cromo total ($<9 \mu\text{g/L}$) y 30 en el caso del cromo disuelto ($<0.8 \mu\text{g/L}$), por lo que se consideró que esta información es insuficiente para realizar el análisis que se venía haciendo.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en los análisis de laboratorio para el caso del cromo.

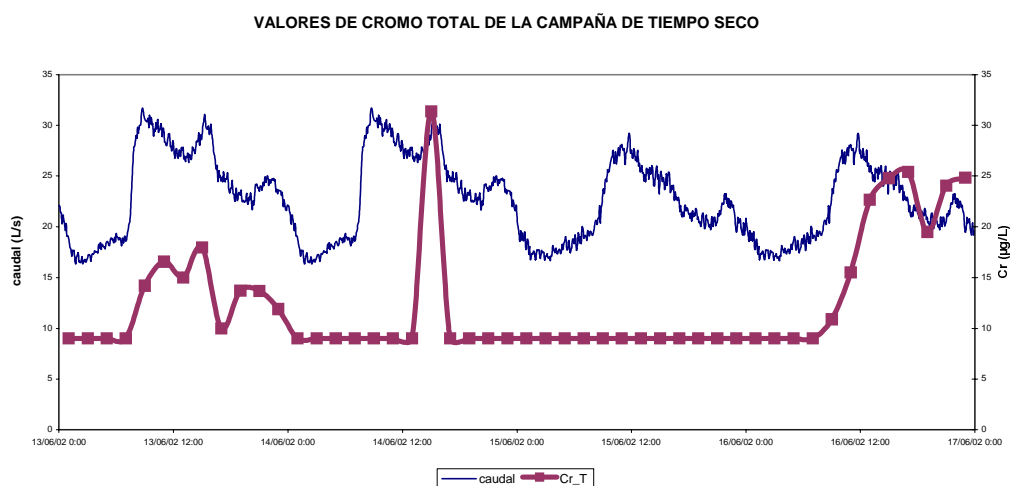


Figura IV-59. Resultados de laboratorio de los análisis de cromo total de la campaña de tiempo seco.

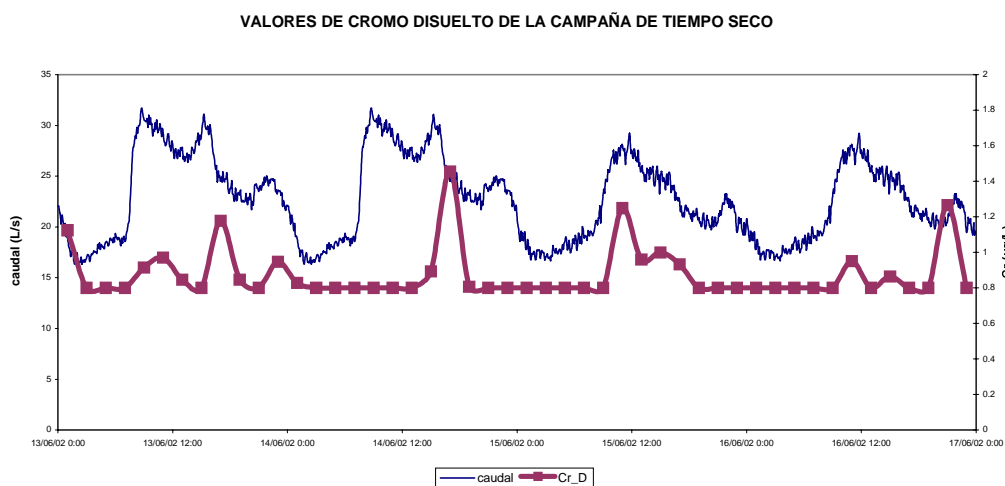


Figura IV-60. Resultados de laboratorio de los análisis de cromo disuelto de la campaña de tiempo seco.

Manganeso

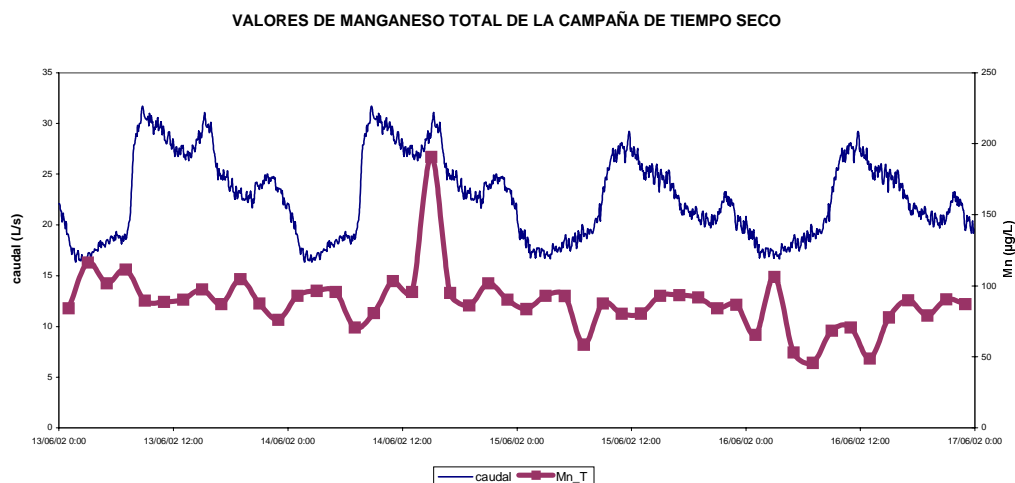


Figura IV-61. Resultados de laboratorio de los análisis de manganeso total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-56. Medias ponderadas a caudal de manganeso total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Mn total (µg/L) |
| Laborables | 97.8 |
| Festivos | 79.3 |
| Todos | 89.0 |

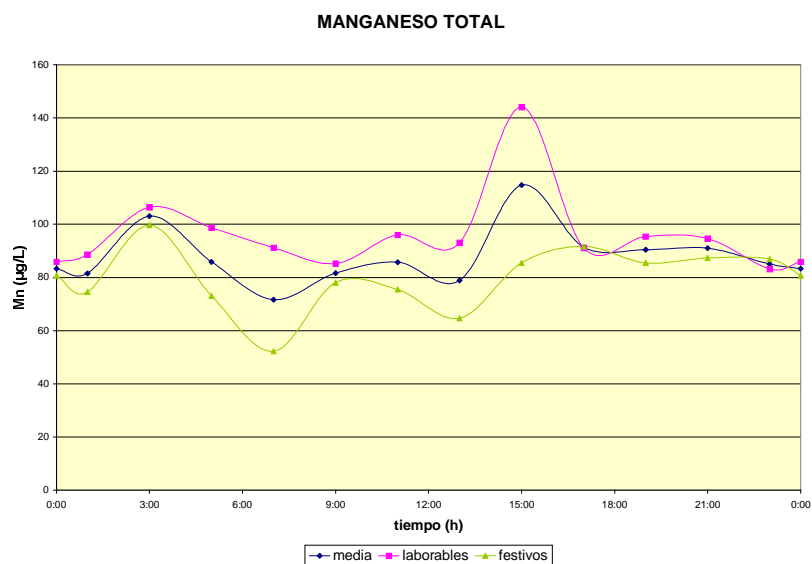


Figura IV-62. Polutogramas de tiempo seco de manganeso total.

Tabla IV-57. Valores y coeficientes característicos de manganeso total en tiempo seco.

| | Mn total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 97.3 | 144.1 | 83.2 | 1.48 | 0.85 |
| Festivos | 79.6 | 99.7 | 52.2 | 1.25 | 0.66 |
| Todos | 88.4 | 114.8 | 71.7 | 1.30 | 0.81 |

Manganeso disuelto

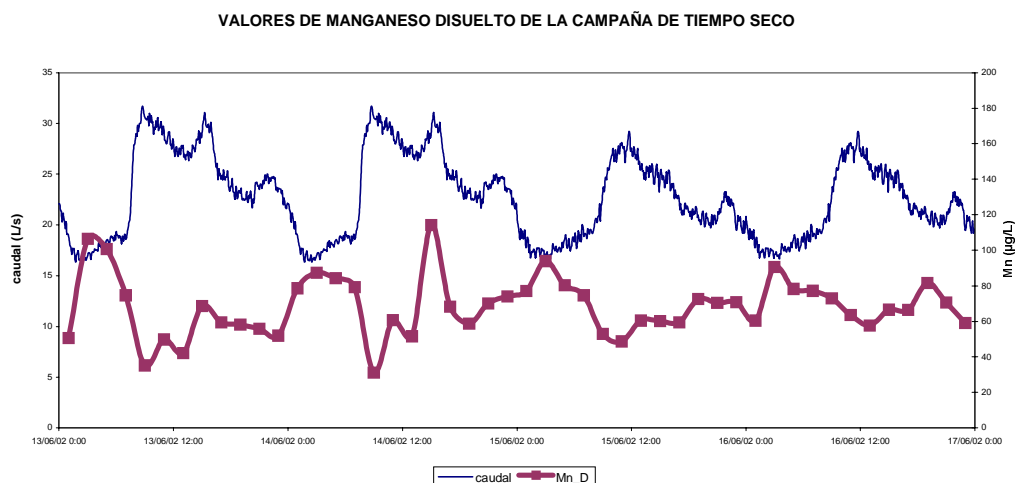


Figura IV-63. Resultados de laboratorio de los análisis de manganeso disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-58. Medias ponderadas a caudal de manganeso disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Mn disuelto (µg/L) |
| Laborables | 65.0 |
| Festivos | 68.2 |
| Todos | 66.5 |

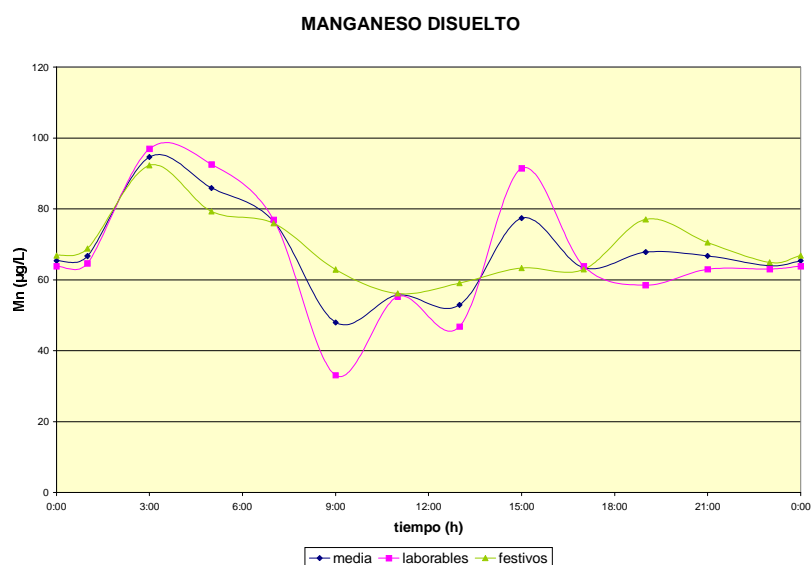


Figura IV-64. Polutogramas de tiempo seco de manganeso disuelto.

Tabla IV-59. Valores y coeficientes característicos de manganeso disuelto en tiempo seco.

| | Mn disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 67.2 | 97.0 | 33.1 | 1.44 | 0.49 |
| Festivos | 69.4 | 92.3 | 56.1 | 1.33 | 0.81 |
| Todos | 68.3 | 94.6 | 48.0 | 1.39 | 0.70 |

Manganeso particulado

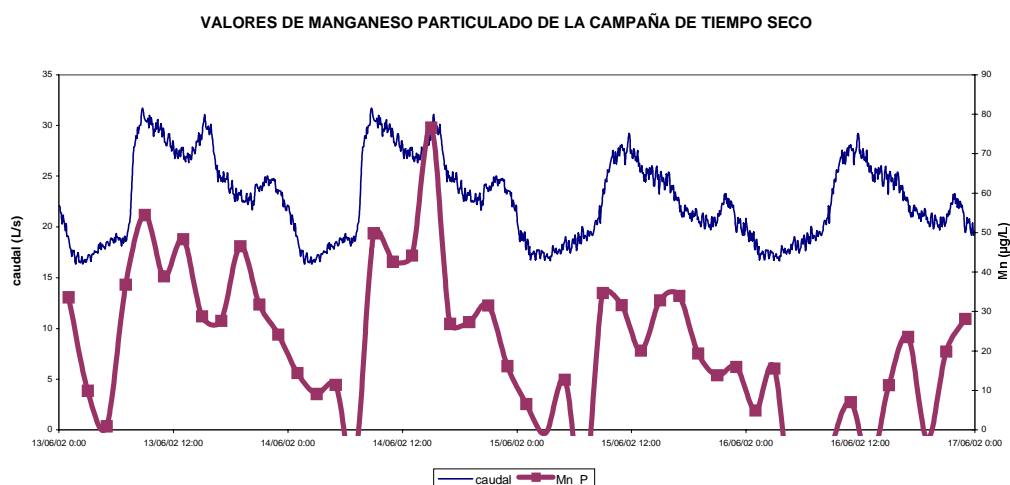


Figura IV-65. Resultados de laboratorio de los análisis de manganeso particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-60. Medias ponderadas a caudal de manganeso particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Mn particulado (µg/L) |
| Laborables | 32.8 |
| Festivos | 11.1 |
| Todos | 22.5 |

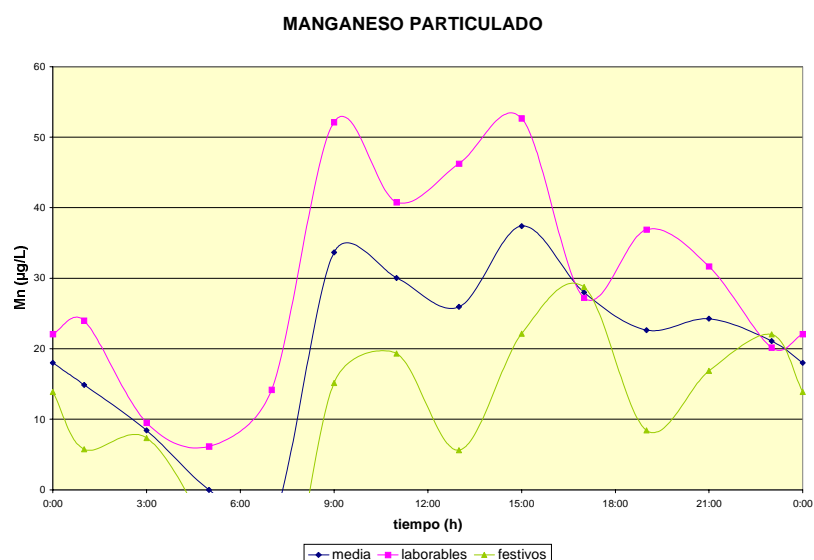


Figura IV-66. Polutogramas de tiempo seco de manganeso particulado.

Tabla IV-61. Valores y coeficientes característicos de manganeso particulado en tiempo seco.

| | Mn particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 30.1 | 52.7 | 6.2 | 1.75 | 0.20 |
| Festivos | 10.1 | 28.7 | -23.8 | 2.84 | -2.35 |
| Todos | 20.1 | 37.4 | -4.8 | 1.86 | -0.24 |

Hierro

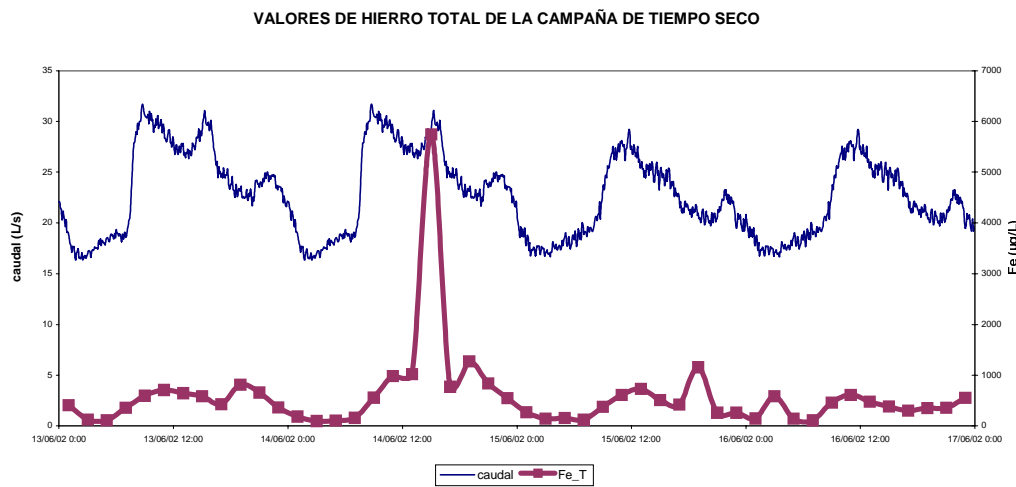


Figura IV-67. Resultados de laboratorio de los análisis de hierro total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-62. Medias ponderadas a caudal de hierro total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Fe total (µg/L) |
| Laborables | 839.6 |
| Festivos | 413.1 |
| Todos | 637.0 |

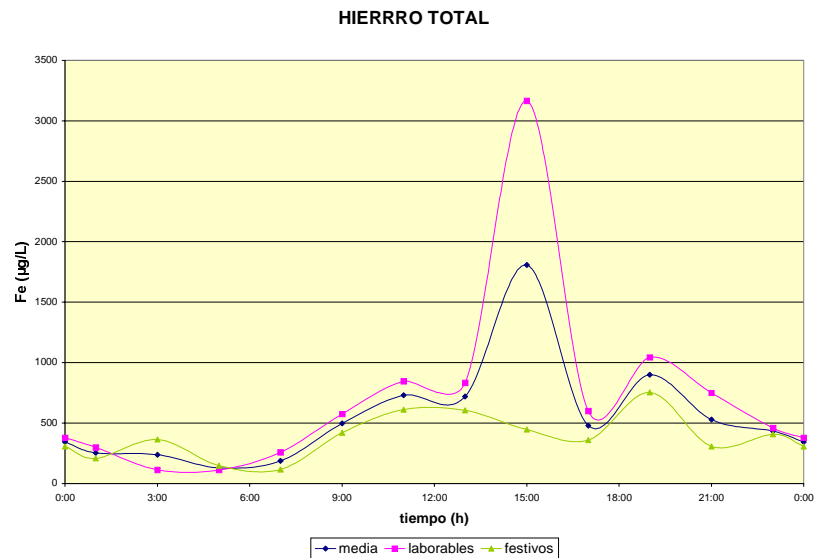


Figura IV-68. Polutogramas de tiempo seco de hierro total.

Tabla IV-63. Valores y coeficientes característicos de hierro total en tiempo seco.

| | Fe total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 753.8 | 3166.0 | 110.5 | 4.20 | 0.15 |
| Festivos | 395.2 | 752.6 | 116.1 | 1.90 | 0.29 |
| Todos | 574.5 | 1805.9 | 129.3 | 3.14 | 0.22 |

Hierro disuelto

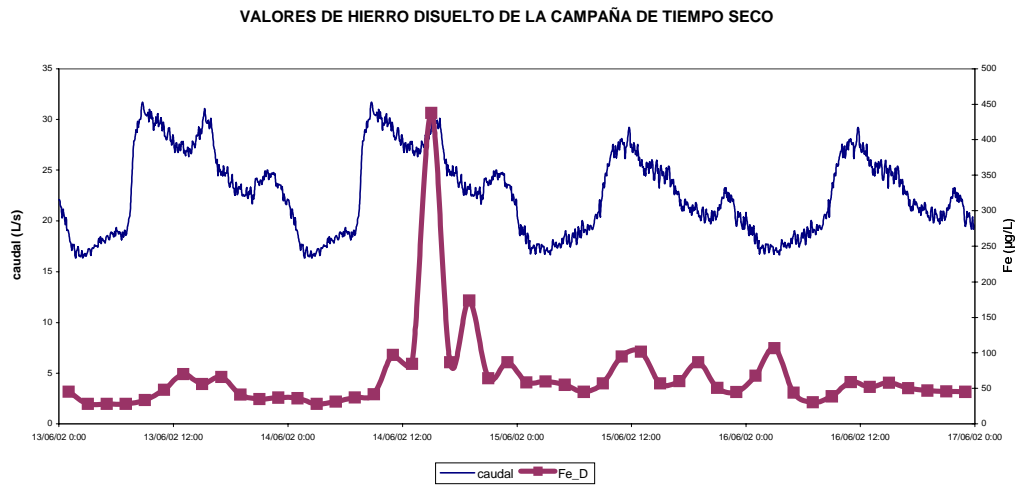


Figura IV-69. Resultados de laboratorio de los análisis de hierro disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-64. Medias ponderadas a caudal de hierro disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Fe disuelto (µg/L) |
| Laborables | 77.3 |
| Festivos | 59.7 |
| Todos | 69.0 |

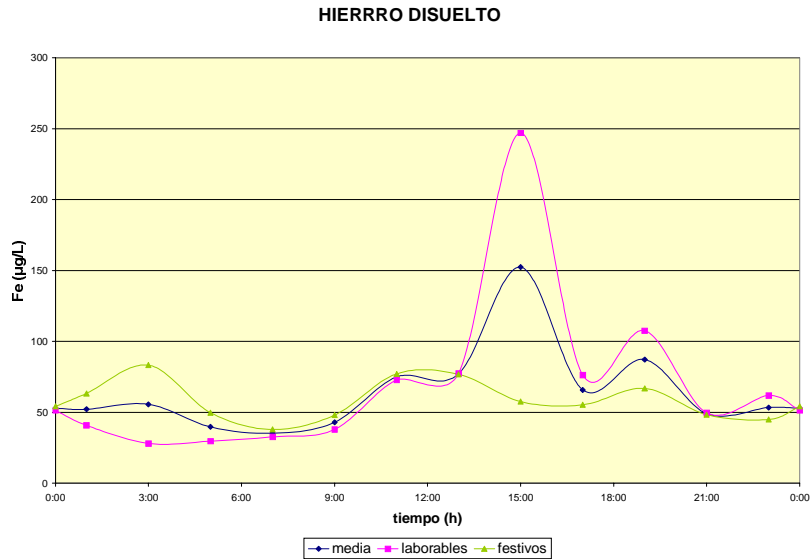


Figura IV-70. Polutogramas de tiempo seco de hierro disuelto.

Tabla IV-65. Valores y coeficientes característicos de hierro disuelto en tiempo seco.

| | Fe disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|--------------------|-------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coefficiente punta | Coefficiente de mínimos |
| Laborables | 71.8 | 247.1 | 28.0 | 3.44 | 0.39 |
| Festivos | 59.1 | 83.3 | 37.9 | 1.41 | 0.64 |
| Todos | 65.4 | 152.3 | 35.3 | 2.33 | 0.54 |

Hierro particulado

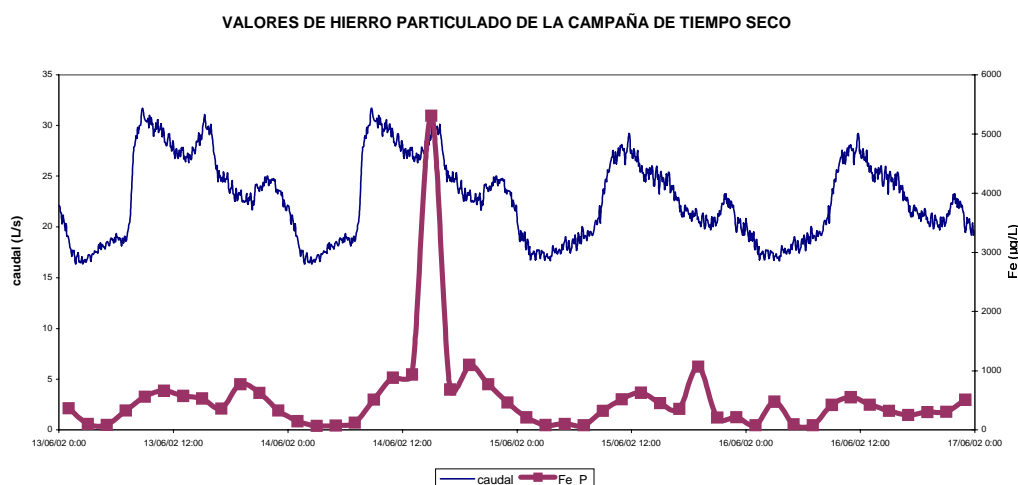


Figura IV-71. Resultados de laboratorio de los análisis de hierro particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-66. Medias ponderadas a caudal de hierro particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Fe particulado (µg/L) |
| Laborables | 762.3 |
| Festivos | 353.4 |
| Todos | 568.1 |

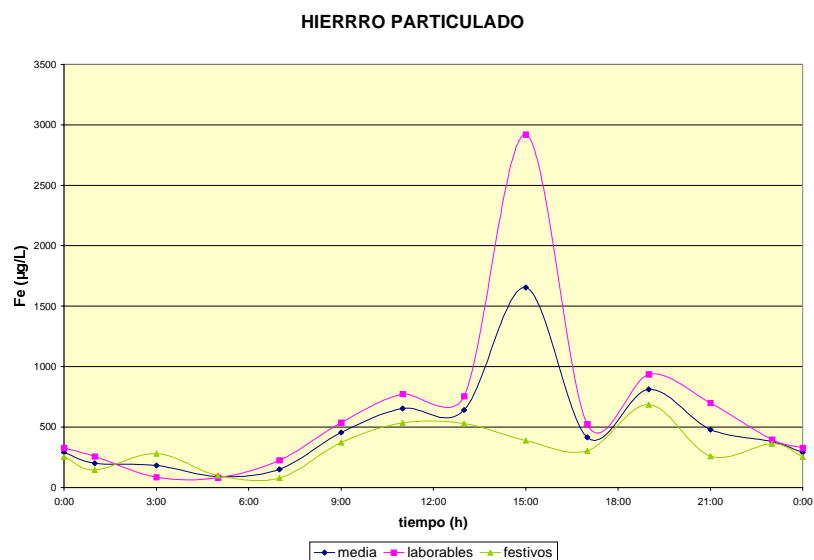


Figura IV-72. Polutogramas de tiempo seco de hierro particulado.

Tabla IV-67. Valores y coeficientes característicos de hierro particulado en tiempo seco.

| | Fe particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 682.0 | 2919.0 | 80.8 | 4.28 | 0.12 |
| Festivos | 336.1 | 685.8 | 78.3 | 2.04 | 0.23 |
| Todos | 509.1 | 1653.6 | 89.6 | 3.25 | 0.18 |

Niquel

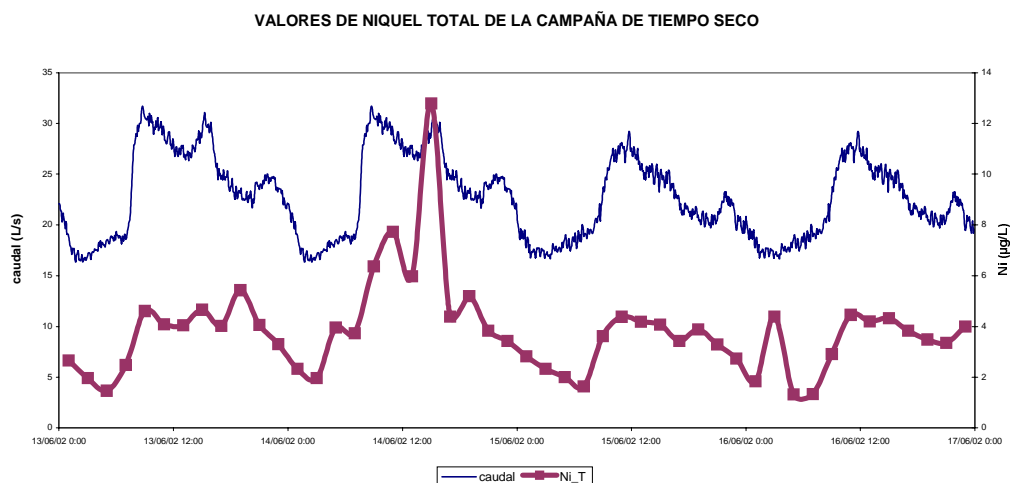


Figura IV-73. Resultados de laboratorio de los análisis de niquel total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-68. Medias ponderadas a caudal de niquel total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Ni total (µg/L) |
| Laborables | 4.6 |
| Festivos | 3.3 |
| Todos | 4.0 |

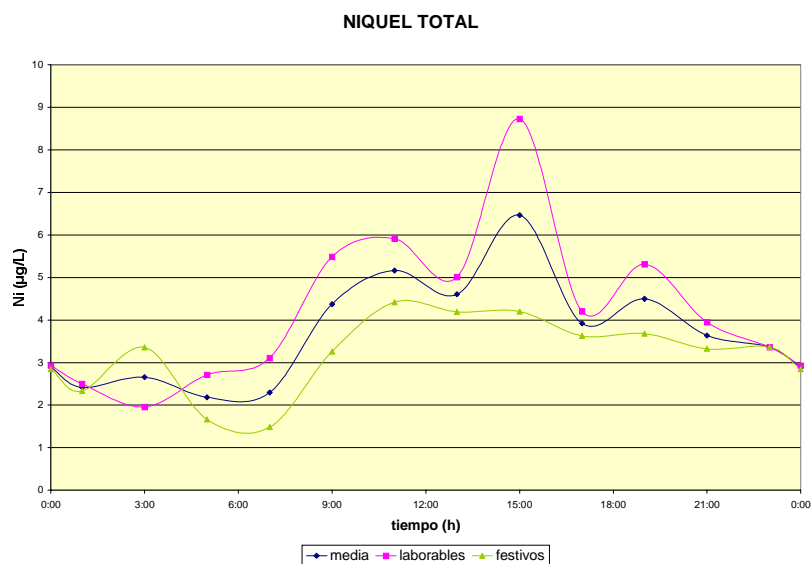


Figura IV-74. Polutogramas de tiempo seco de niquel total.

Tabla IV-69. Valores y coeficientes característicos de niquel total en tiempo seco.

| | Ni total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 4.4 | 8.7 | 2.0 | 2.00 | 0.45 |
| Festivos | 3.2 | 4.4 | 1.5 | 1.36 | 0.46 |
| Todos | 3.8 | 6.5 | 2.2 | 1.70 | 0.58 |

Niquel disuelto

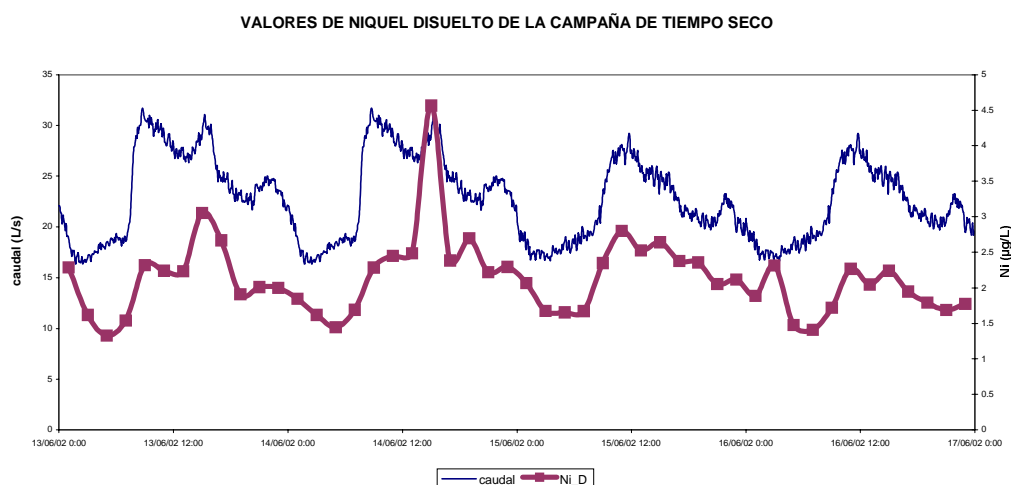


Figura IV-75. Resultados de laboratorio de los análisis de niquel disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-70. Medias ponderadas a caudal de niquel disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Ni disuelto (µg/L) |
| Laborables | 2.3 |
| Festivos | 2.1 |
| Todos | 2.2 |

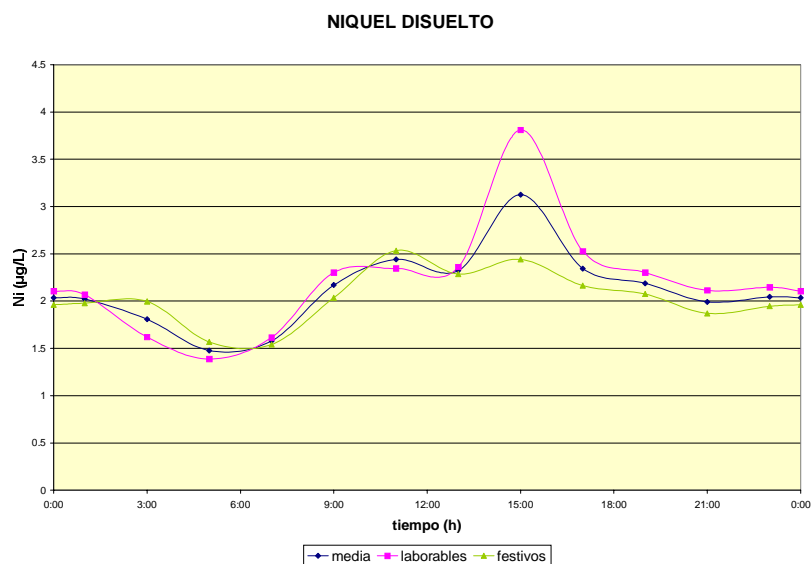


Figura IV-76. Polutogramas de tiempo seco de niquel disuelto.

Tabla IV-71. Valores y coeficientes característicos de niquel disuelto en tiempo seco.

| | Ni disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 2.2 | 3.8 | 1.4 | 1.72 | 0.63 |
| Festivos | 2.0 | 2.5 | 1.5 | 1.24 | 0.76 |
| Todos | 2.1 | 3.1 | 1.5 | 1.47 | 0.69 |

Niquel particulado

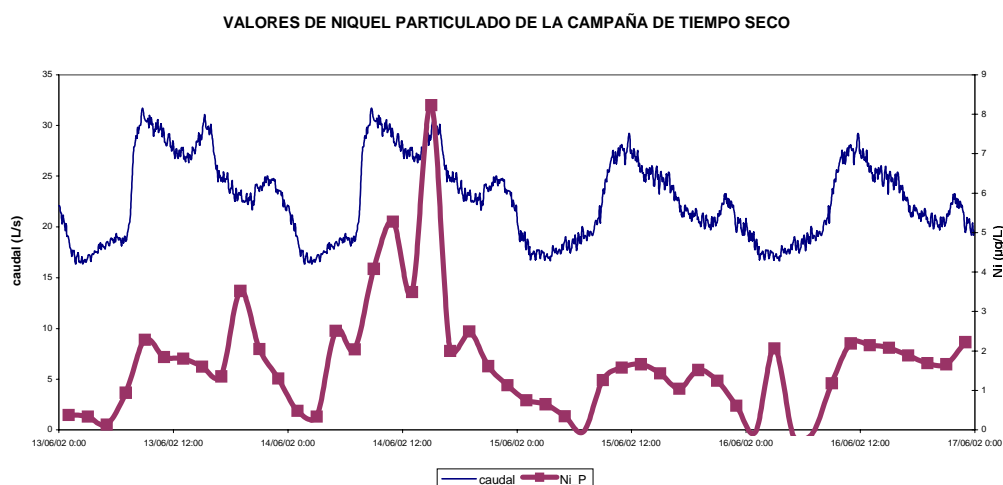


Figura IV-77. Resultados de laboratorio de los análisis de niquel particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-72. Medias ponderadas a caudal de niquel particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Ni particulado (µg/L) |
| Laborables | 2.3 |
| Festivos | 1.3 |
| Todos | 1.8 |

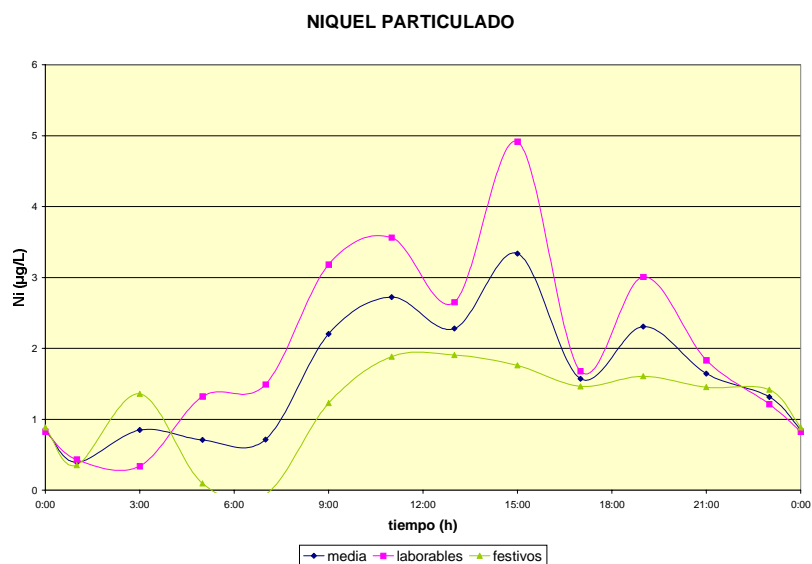


Figura IV-78. Polutogramas de tiempo seco de niquel particulado.

Tabla IV-73. Valores y coeficientes característicos de niquel particulado en tiempo seco.

| | Ni particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 2.1 | 4.9 | 0.3 | 2.30 | 0.16 |
| Festivos | 1.2 | 1.9 | -0.1 | 1.58 | -0.05 |
| Todos | 1.7 | 3.3 | 0.4 | 2.00 | 0.24 |

Cobre

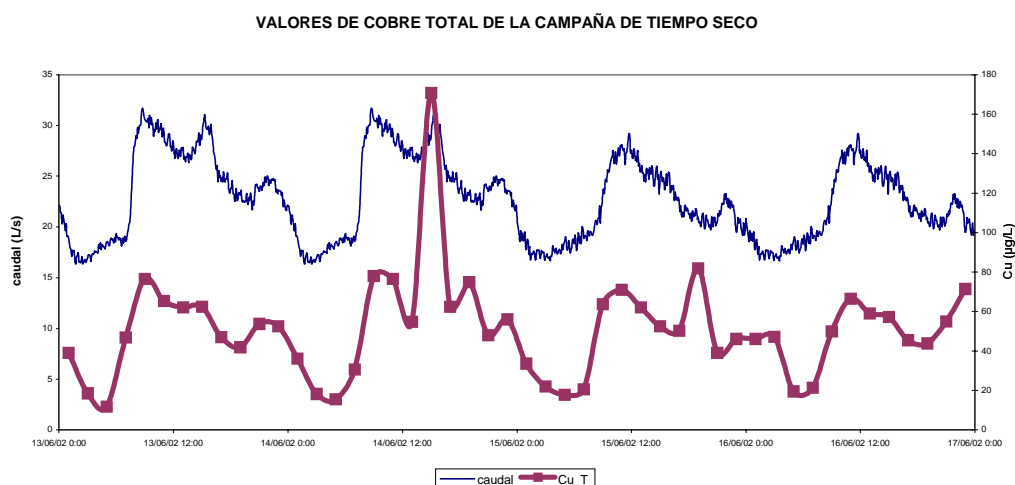


Figura IV-79. Resultados de laboratorio de los análisis de cobre total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-74. Medias ponderadas a caudal de cobre total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Cu total (µg/L) |
| Laborables | 58.4 |
| Festivos | 49.3 |
| Todos | 54.1 |

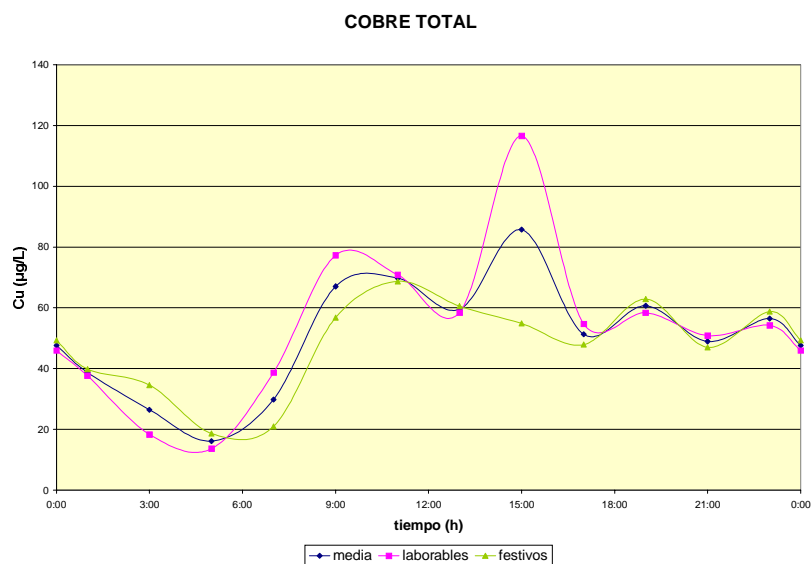


Figura IV-80. Polutogramas de tiempo seco de cobre total.

Tabla IV-75. Valores y coeficientes característicos de cobre total en tiempo seco.

| | Cu total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 54.2 | 116.6 | 13.7 | 2.15 | 0.25 |
| Festivos | 47.6 | 68.7 | 18.7 | 1.44 | 0.39 |
| Todos | 50.9 | 85.7 | 16.2 | 1.68 | 0.32 |

Cobre disuelto

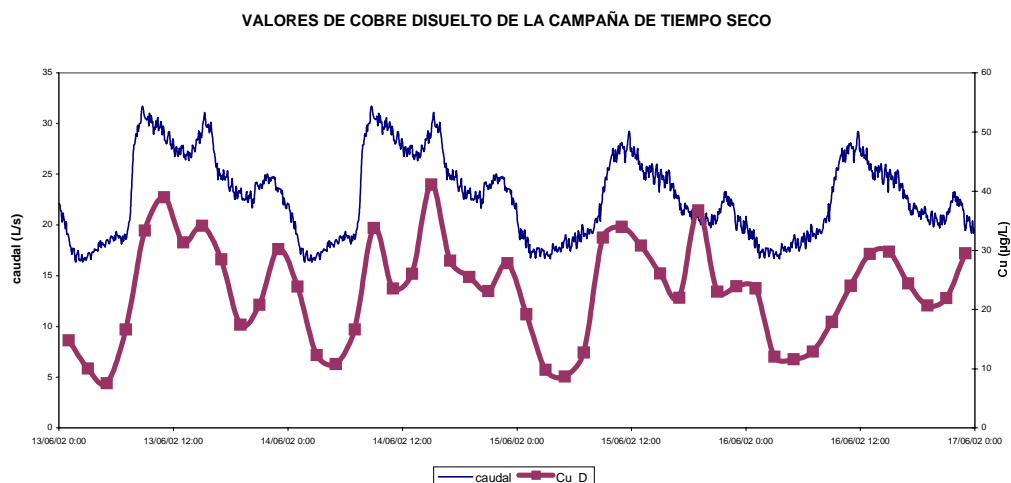


Figura IV-81. **Resultados de laboratorio de los análisis de cobre disuelto de la campaña de tiempo seco.**

Tabla IV-76. **Medias ponderadas a caudal de cobre disuelto.**

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Cu disuelto (µg/L) |
| Laborables | 25.5 |
| Festivos | 23.2 |
| Todos | 24.4 |

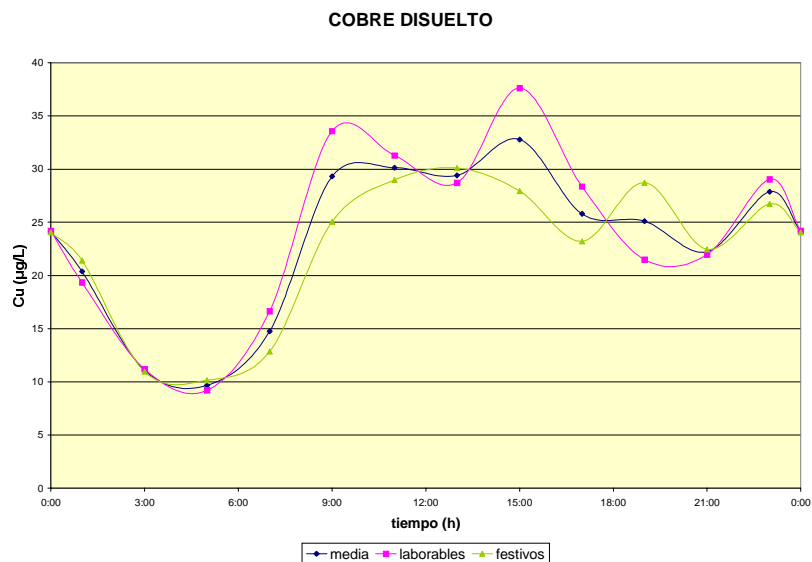


Figura IV-82. **Polutogramas de tiempo seco de cobre disuelto.**

Tabla IV-77. **Valores y coeficientes característicos de cobre disuelto en tiempo seco.**

| | Cu disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 24.0 | 37.6 | 9.2 | 1.57 | 0.38 |
| Festivos | 22.4 | 30.1 | 10.1 | 1.34 | 0.45 |
| Todos | 23.2 | 32.8 | 9.7 | 1.41 | 0.42 |

Cobre particulado

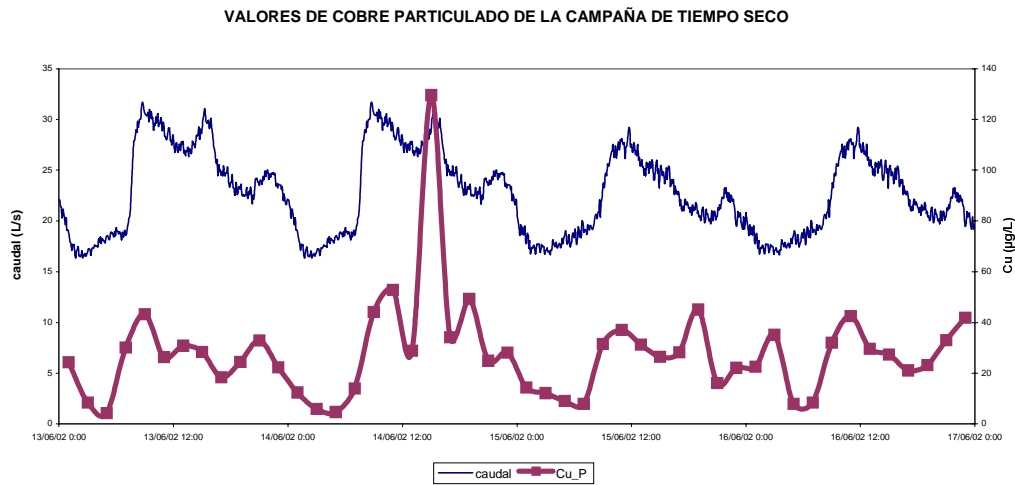


Figura IV-83. Resultados de laboratorio de los análisis de cobre particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-78. Medias ponderadas a caudal de cobre particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Cu particulado (µg/L) |
| Laborables | 32.9 |
| Festivos | 26.2 |
| Todos | 29.7 |

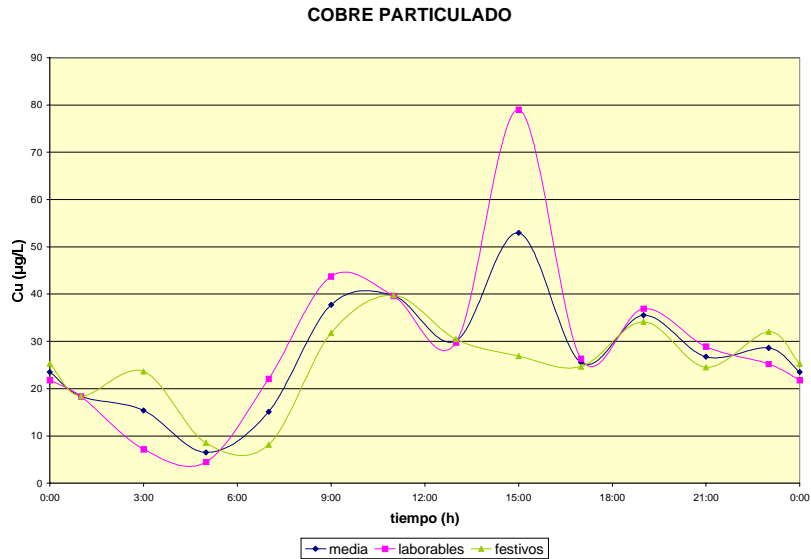


Figura IV-84. Polutogramas de tiempo seco de cobre particulado.

Tabla IV-79. Valores y coeficientes característicos de cobre particulado en tiempo seco.

| | Cu particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 30.1 | 79.0 | 4.5 | 2.62 | 0.15 |
| Festivos | 25.2 | 39.7 | 8.2 | 1.57 | 0.32 |
| Todos | 27.7 | 53.0 | 6.5 | 1.91 | 0.24 |

Zinc

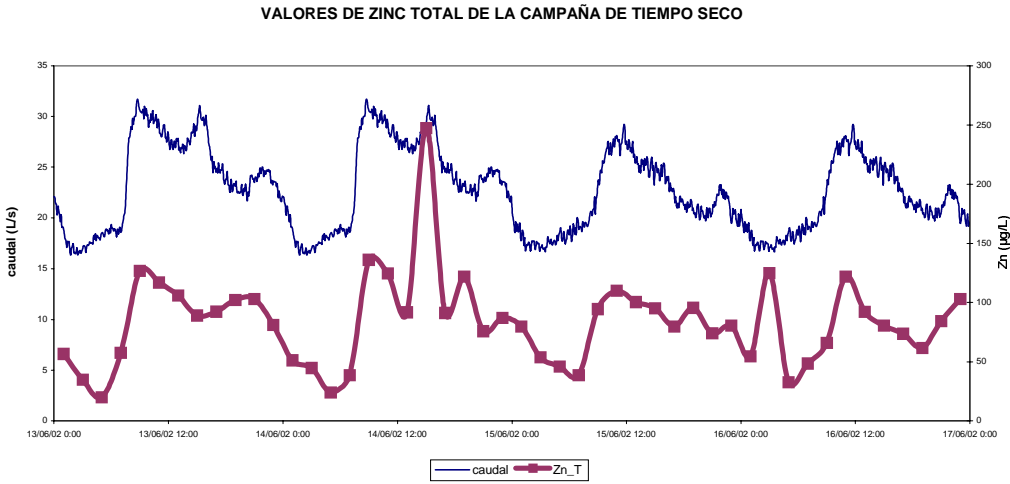


Figura IV-85. *Resultados de laboratorio de los análisis de zinc total de la campaña de tiempo seco.*

Tabla IV-80. *Medias ponderadas a caudal de zinc total.*

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Zn total (µg/L) |
| Laborables | 95.3 |
| Festivos | 80.8 |
| Todos | 88.4 |

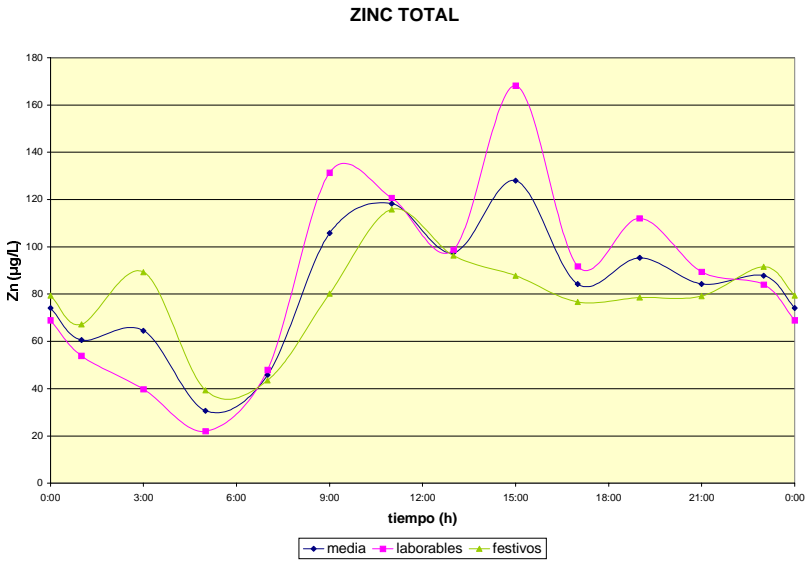


Figura IV-86. *Polutogramas de tiempo seco de zinc total.*

Tabla IV-81. *Valores y coeficientes característicos de zinc total en tiempo seco.*

| | Zn total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 88.3 | 168.2 | 22.0 | 1.90 | 0.25 |
| Festivos | 78.8 | 115.9 | 39.3 | 1.47 | 0.50 |
| Todos | 83.6 | 128.0 | 30.6 | 1.53 | 0.37 |

Zinc disuelto

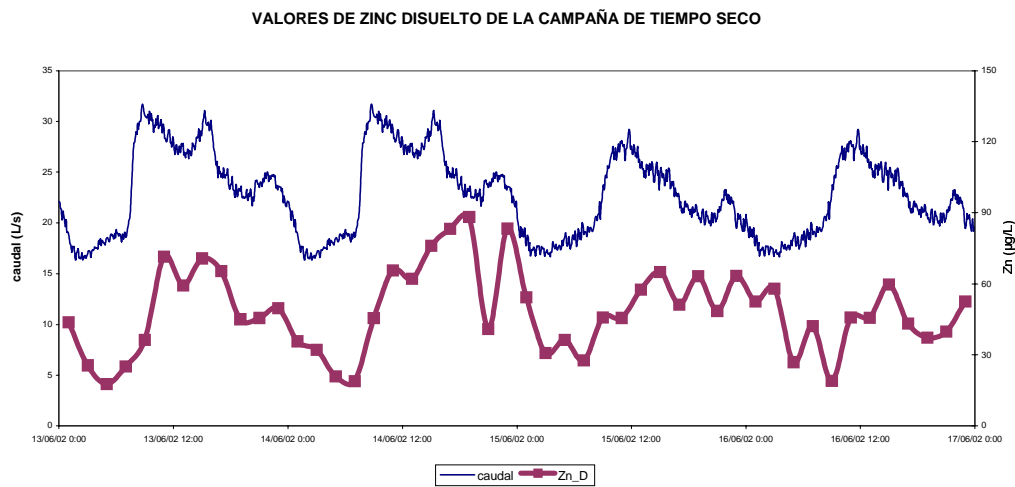


Figura IV-87. Resultados de laboratorio de los análisis de zinc disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-82. Medias ponderadas a caudal de zinc disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Zn disuelto (µg/L) |
| Laborables | 52.8 |
| Festivos | 46.6 |
| Todos | 49.9 |

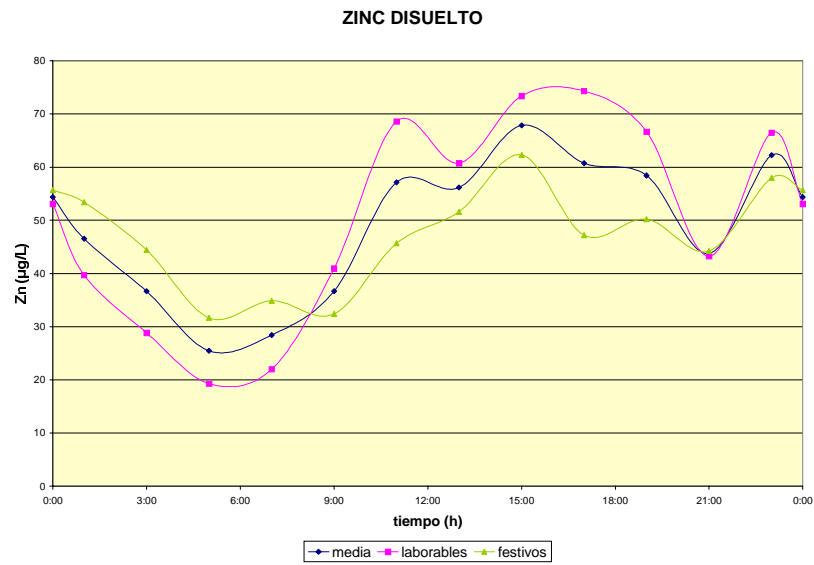


Figura IV-88. Polutogramas de tiempo seco de zinc disuelto.

Tabla IV-83. Valores y coeficientes característicos de zinc disuelto en tiempo seco.

| | Zn disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 50.3 | 74.3 | 19.3 | 1.48 | 0.38 |
| Festivos | 46.3 | 62.3 | 31.7 | 1.35 | 0.68 |
| Todos | 48.3 | 67.9 | 25.5 | 1.40 | 0.53 |

Zinc particulado

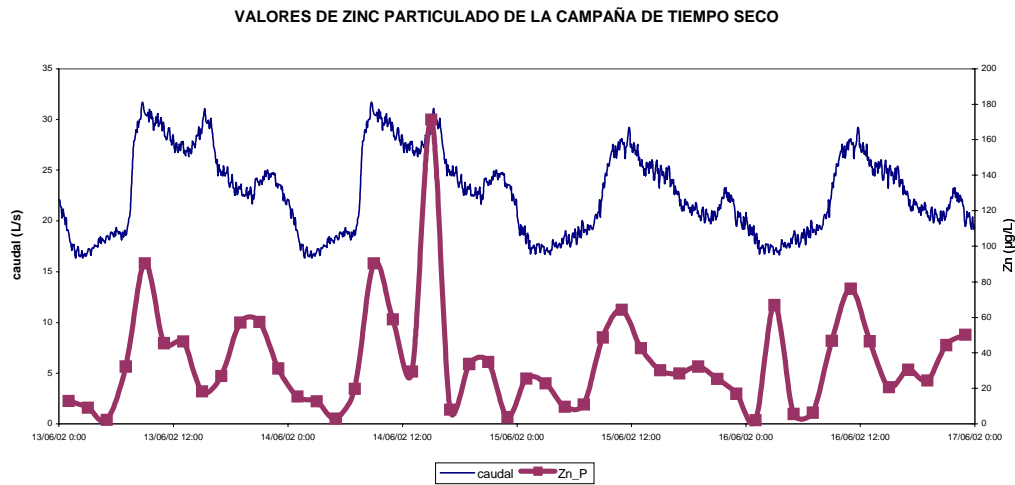


Figura IV-89. Resultados de laboratorio de los análisis de zinc particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-84. Medias ponderadas a caudal de zinc particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Zn particulado (µg/L) |
| Laborables | 42.4 |
| Festivos | 34.2 |
| Todos | 38.5 |

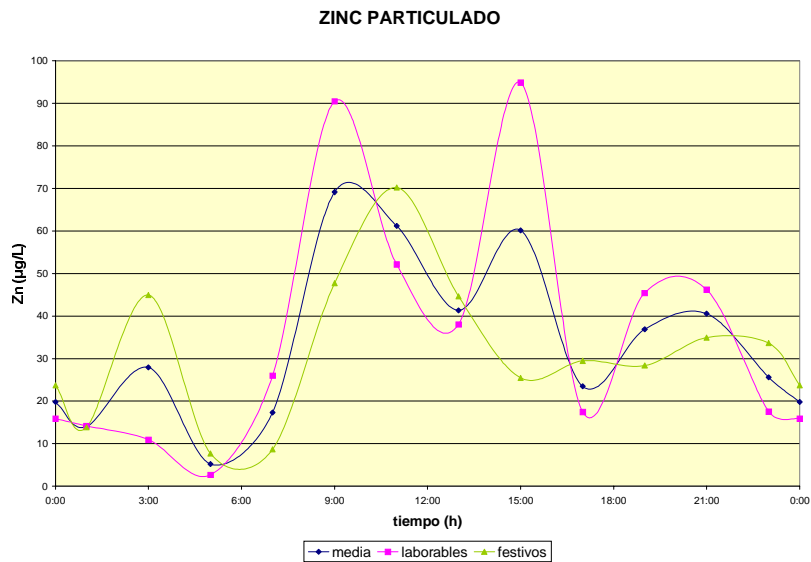


Figura IV-90. Polutogramas de tiempo seco de zinc particulado.

Tabla IV-85. Valores y coeficientes característicos de zinc particulado en tiempo seco.

| | Zn particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 38.0 | 94.8 | 2.7 | 2.50 | 0.07 |
| Festivos | 32.5 | 70.2 | 7.7 | 2.16 | 0.24 |
| Todos | 35.2 | 69.1 | 5.2 | 1.96 | 0.15 |

Arsénico

En las determinaciones del arsénico total, todos los valores de las muestras estaban por debajo del valor mínimo que detecta el aparato que lo mide ($< 17 \mu\text{g/L}$). Por lo tanto no se dispone de datos del arsénico total y, como consecuencia, tampoco del arsénico particulado. Sin embargo, sí se presentan a continuación los datos de arsénico disuelto.

Arsénico disuelto

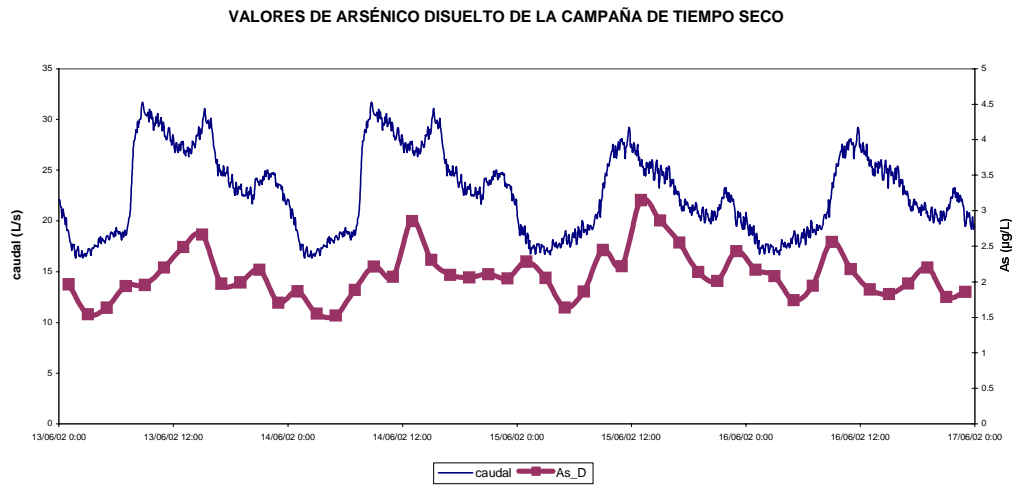


Figura IV-91. Resultados de laboratorio de los análisis de arsénico disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-86. Medias ponderadas a caudal de arsénico disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | As disuelto (µg/L) |
| Laborables | 2.1 |
| Festivos | 2.2 |
| Todos | 2.1 |

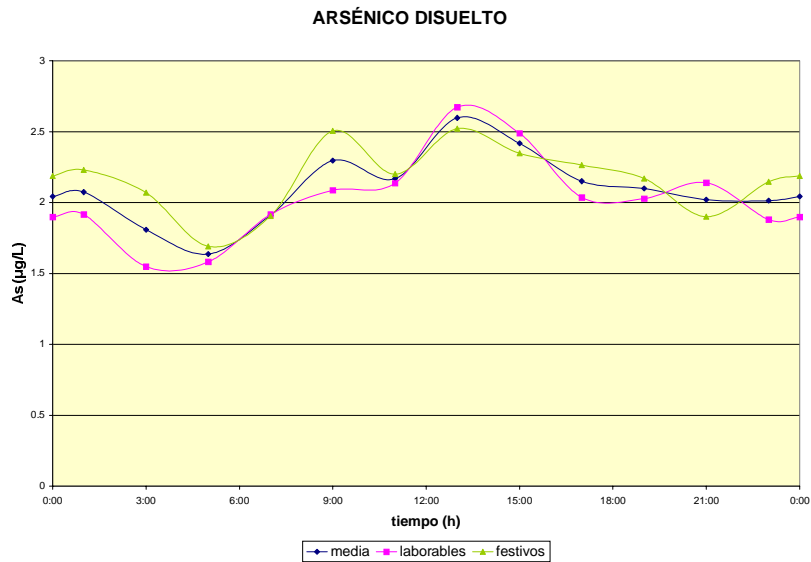


Figura IV-92. Polutogramas de tiempo seco de arsénico disuelto.

Tabla IV-87. Valores y coeficientes característicos de arsénico disuelto en tiempo seco.

| | As disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 2.0 | 2.7 | 1.5 | 1.31 | 0.76 |
| Festivos | 2.2 | 2.5 | 1.7 | 1.17 | 0.78 |
| Todos | 2.1 | 2.6 | 1.6 | 1.24 | 0.78 |

Cadmio

De los análisis de las 48 muestras de tiempo seco, 13 han dado indeterminado en el caso de cadmio total ($<0.08 \mu\text{g/L}$) y 46 en el caso del cadmio disuelto ($<0.04 \mu\text{g/L}$), por lo que se consideró que esta información es insuficiente para realizar el análisis que se venía haciendo.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en los análisis de laboratorio para el caso del cadmio.

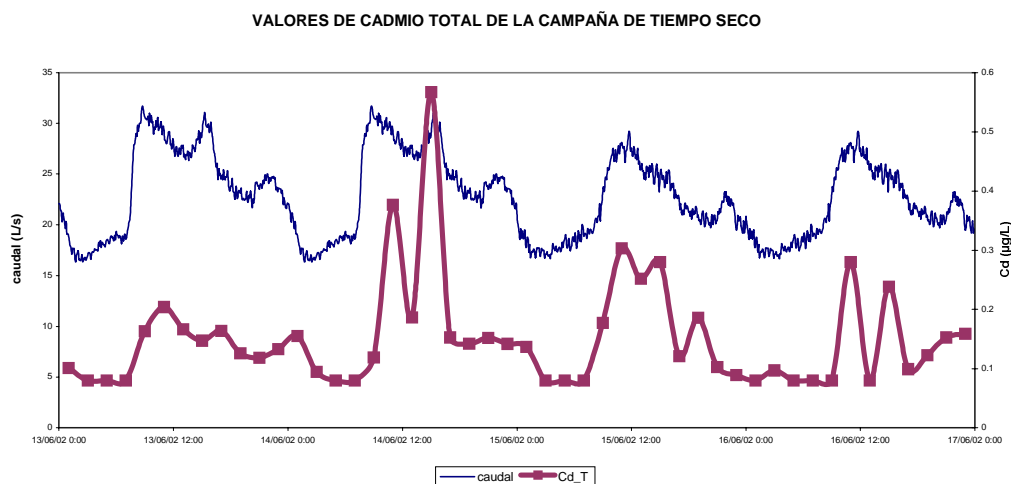


Figura IV-93. *Resultados de laboratorio de los análisis de cadmio total de la campaña de tiempo seco.*

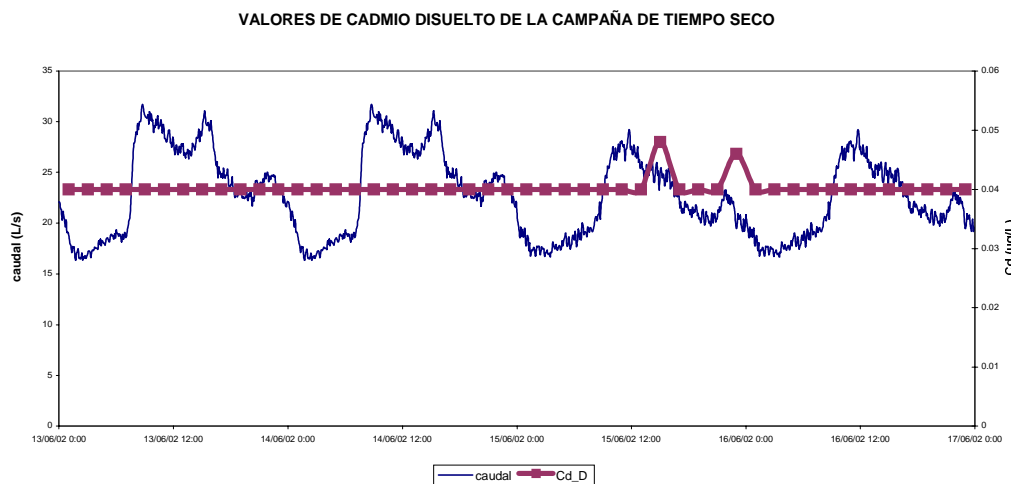


Figura IV-94. *Resultados de laboratorio de los análisis de cadmio disuelto de la campaña de tiempo seco.*

Plomo

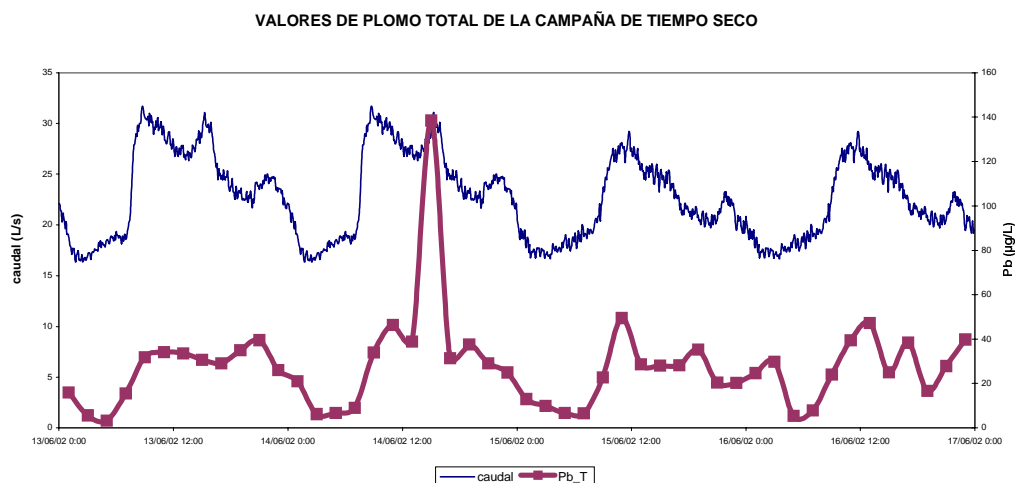


Figura IV-95. Resultados de laboratorio de los análisis de plomo total de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-88. Medias ponderadas a caudal de plomo total.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------|
| | Pb total (µg/L) |
| Laborables | 33.1 |
| Festivos | 26.1 |
| Todos | 29.8 |

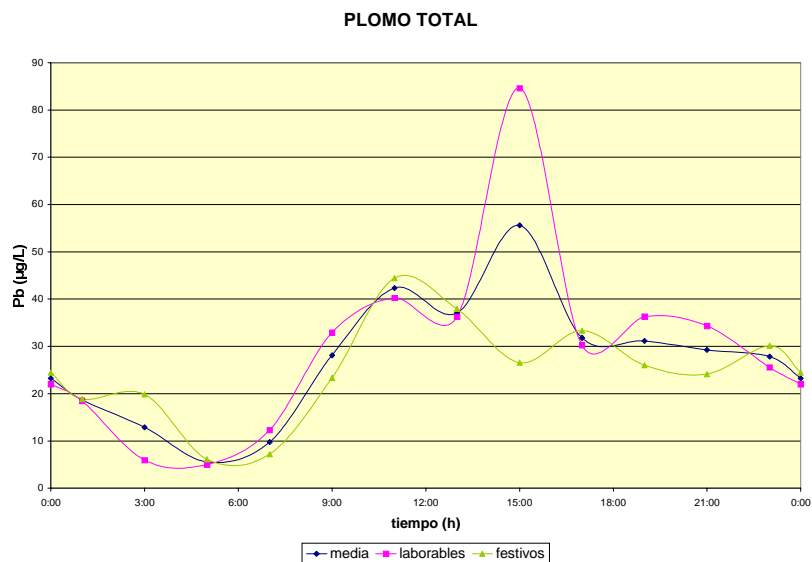


Figura IV-96. Polutogramas de tiempo seco de plomo total.

Tabla IV-89. Valores y coeficientes característicos de plomo total en tiempo seco.

| | Pb total (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 30.2 | 84.6 | 5.0 | 2.80 | 0.17 |
| Festivos | 24.8 | 44.5 | 6.1 | 1.79 | 0.25 |
| Todos | 27.5 | 55.6 | 5.6 | 2.02 | 0.20 |

Plomo disuelto

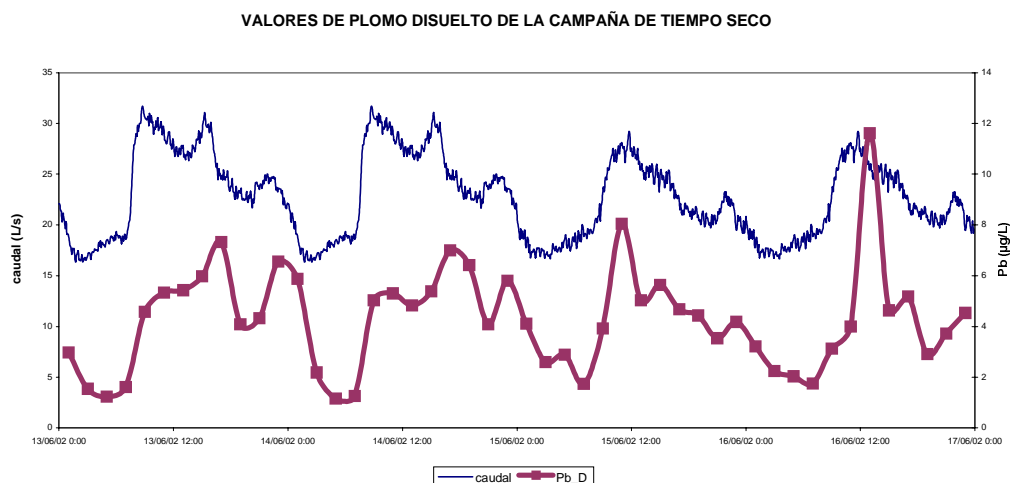


Figura IV-97. Resultados de laboratorio de los análisis de plomo disuelto de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-90. Medias ponderadas a caudal de plomo disuelto.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|--------------------|
| | Pb disuelto (µg/L) |
| Laborables | 4.6 |
| Festivos | 4.4 |
| Todos | 4.5 |

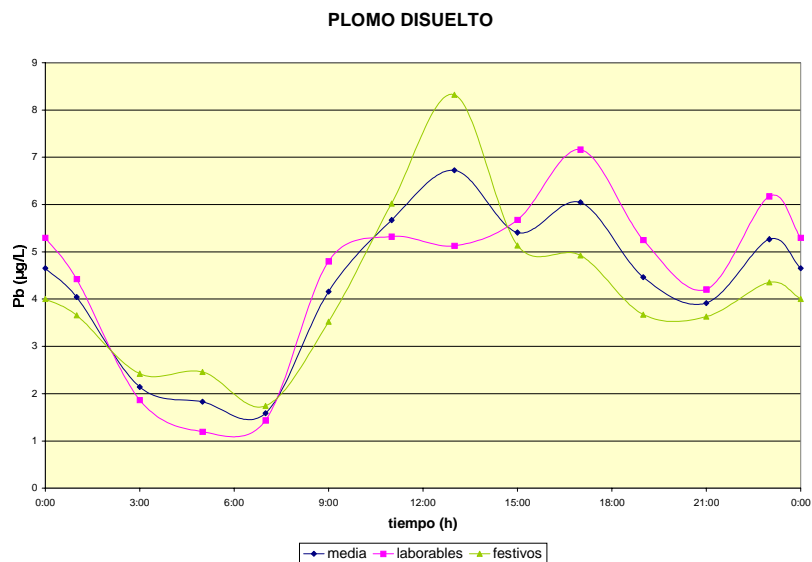


Figura IV-98. Polutogramas de tiempo seco de plomo disuelto.

Tabla IV-91. Valores y coeficientes característicos de plomo disuelto en tiempo seco.

| | Pb disuelto (µg/L) | | | | |
|------------|--------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 4.4 | 7.2 | 1.2 | 1.63 | 0.27 |
| Festivos | 4.2 | 8.3 | 1.7 | 2.00 | 0.42 |
| Todos | 4.3 | 6.7 | 1.6 | 1.57 | 0.37 |

Plomo particulado

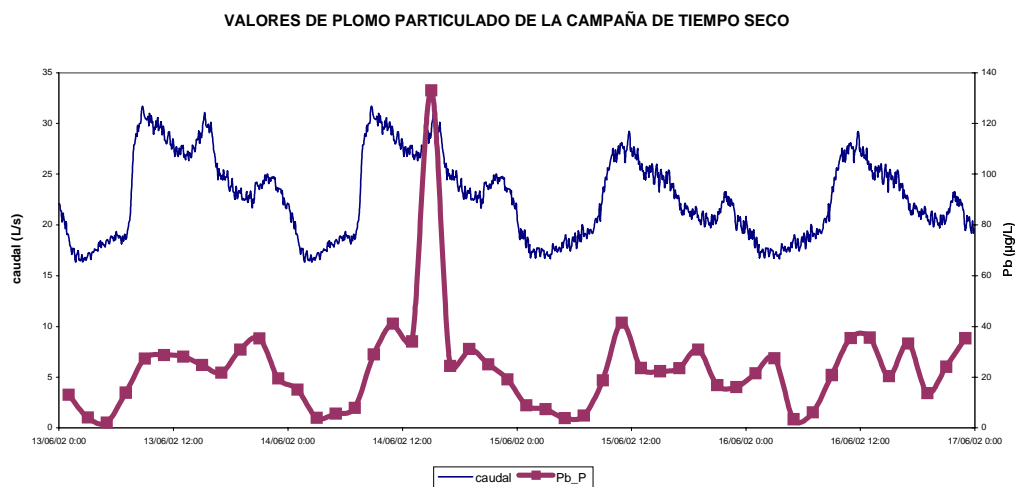


Figura IV-99. Resultados de laboratorio de los análisis de plomo particulado de la campaña de tiempo seco.

Tabla IV-92. Medias ponderadas a caudal de plomo particulado.

| Medias ponderadas | |
|-------------------|-----------------------|
| | Pb particulado (µg/L) |
| Laborables | 28.5 |
| Festivos | 21.7 |
| Todos | 25.3 |

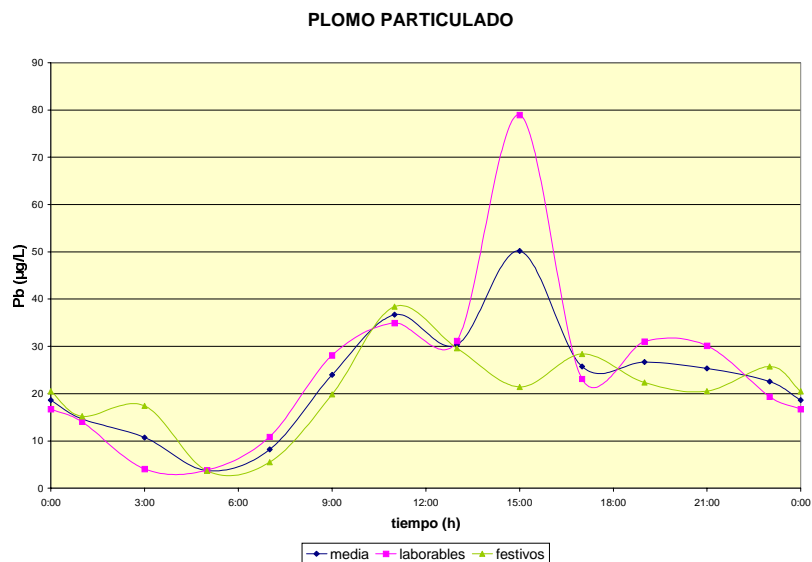


Figura IV-100. Polutogramas de tiempo seco de plomo particulado.

Tabla IV-93. Valores y coeficientes característicos de plomo particulado en tiempo seco.

| | Pb particulado (µg/L) | | | | |
|------------|-----------------------|--------------|--------------|-------------------|------------------------|
| | Valor medio | Valor máximo | Valor mínimo | Coeficiente punta | Coeficiente de mínimos |
| Laborables | 25.8 | 78.9 | 3.8 | 3.06 | 0.15 |
| Festivos | 20.7 | 38.4 | 3.6 | 1.86 | 0.18 |
| Todos | 23.2 | 50.2 | 3.7 | 2.16 | 0.16 |

Mercurio

De los análisis de las 48 muestras de tiempo seco, 46 dieron un resultado indeterminado en el caso de mercurio total ($<0.5 \mu\text{g/L}$) y 42 en el caso del mercurio disuelto ($<0.06 \mu\text{g/L}$), por lo que se consideró que esta información es insuficiente para realizar el análisis que se venía haciendo.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en los análisis de laboratorio para el caso del mercurio.

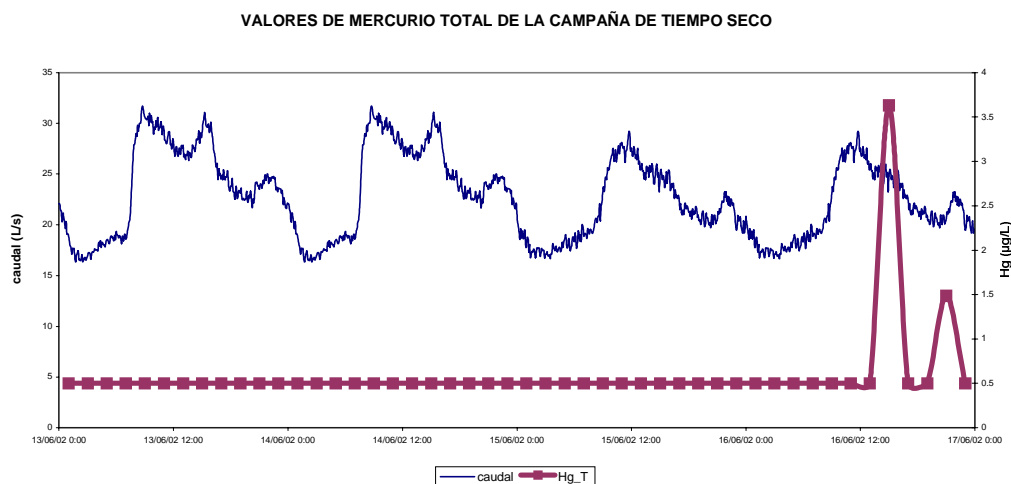


Figura IV-101. *Resultados de laboratorio de los análisis de mercurio total de la campaña de tiempo seco.*

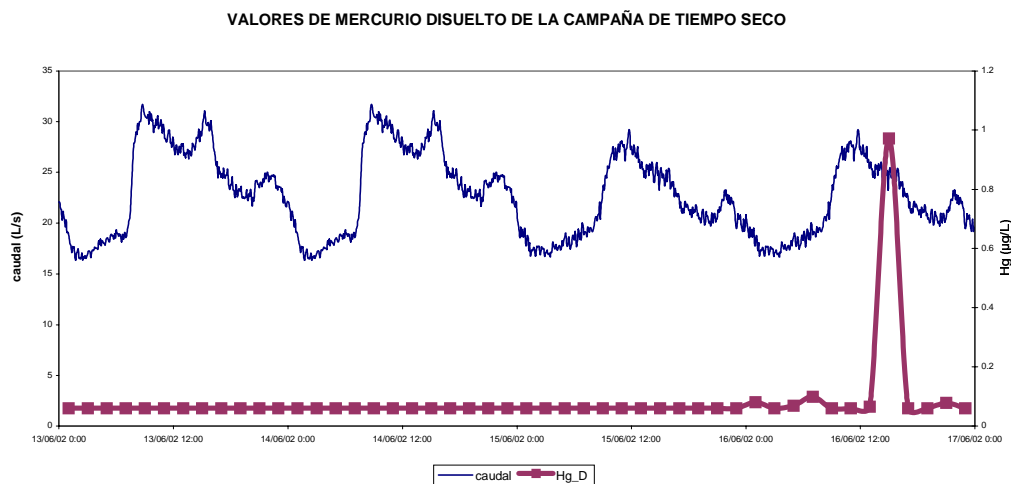
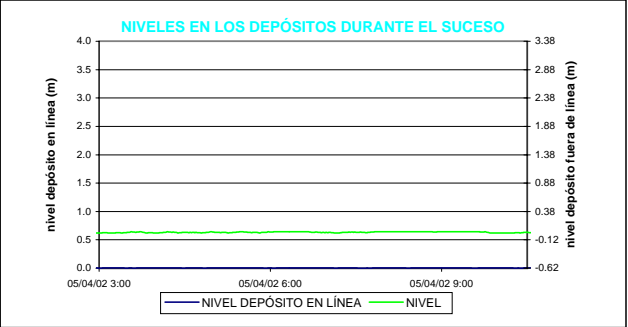
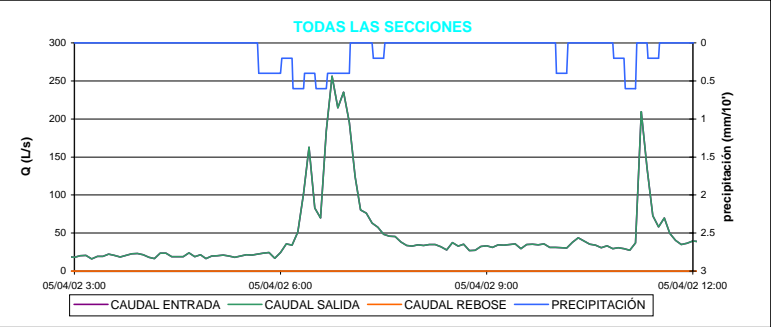
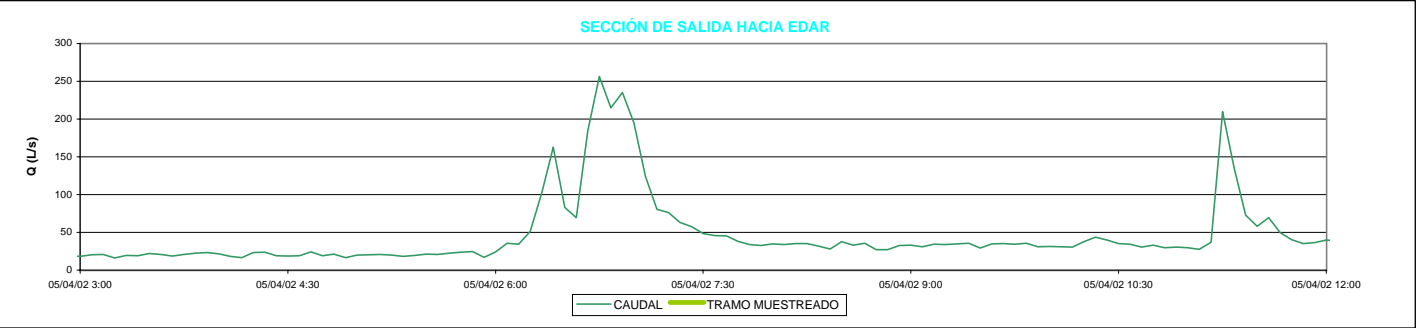
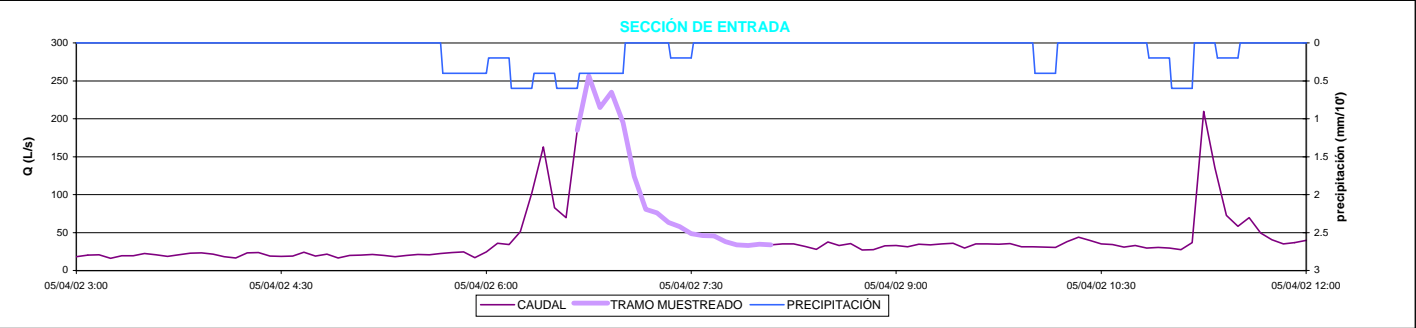


Figura IV-102. *Resultados de laboratorio de los análisis de mercurio disuelto de la campaña de tiempo seco.*



PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

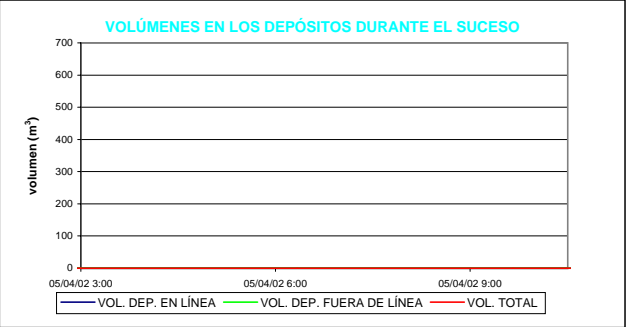
| | |
|---|---------------|
| Días de tiempo seco precedente | 1 |
| Precipitación total (mm) | 3.4 |
| Día y hora de inicio | 05/04/02 5:43 |
| Día y hora de finalización | 05/04/02 6:56 |
| Duración (horas) | 1.22 |
| Intensidad media | 2.79 |
| Hora de máxima precipitación | 6:40 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 0.6 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 05/04/02 6:37 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 05/04/02 7:08 |

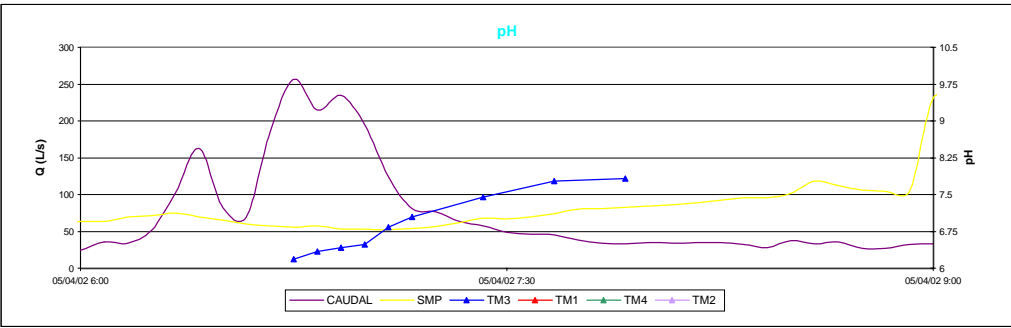
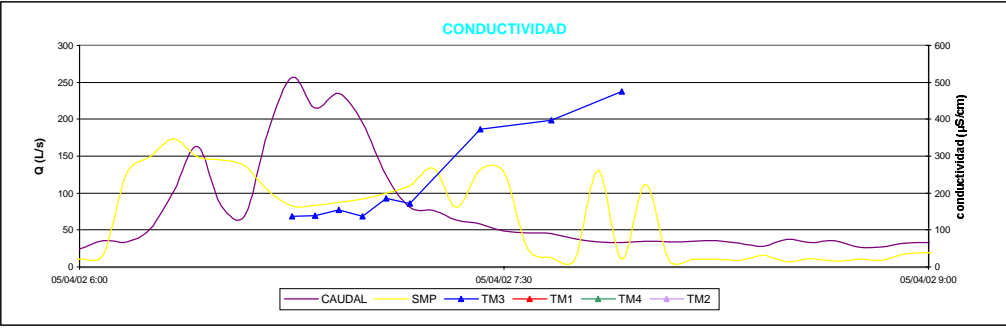
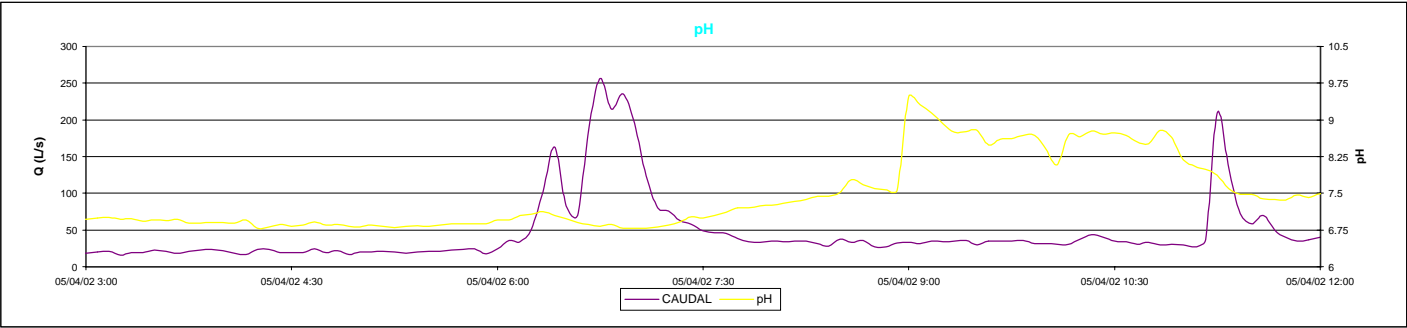
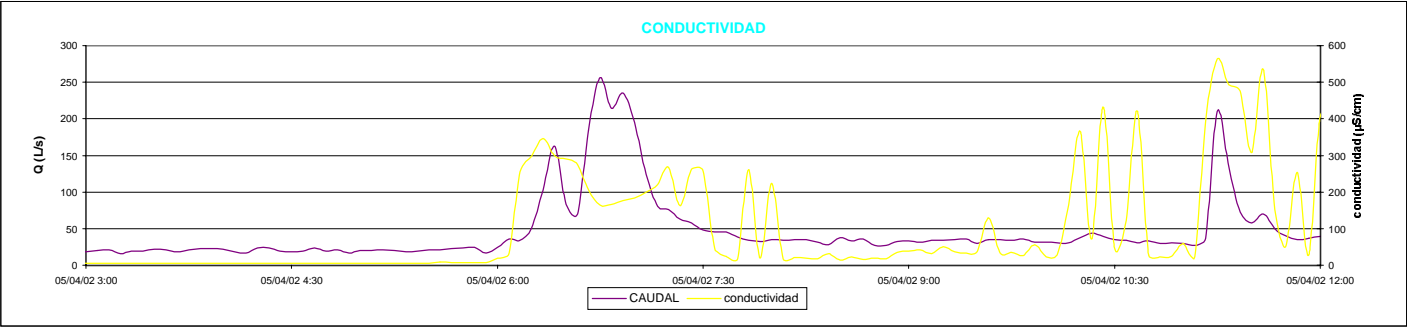
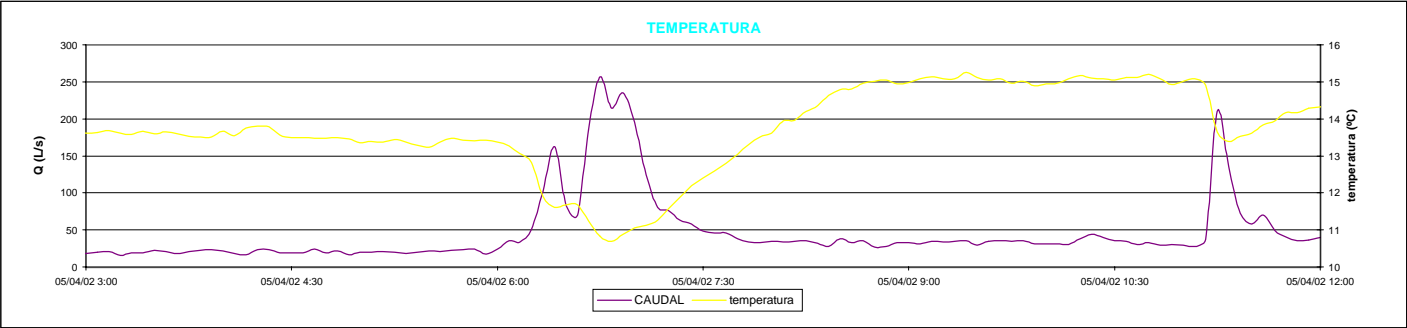
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|-------|
| Volumen total | 478.3 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 103.4 |
| Volumen asignado a escorrentía | 374.8 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 78.4 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 256.5 | 256.5 | - |
| Mínimo | 32.8 | 32.8 | - |
| Media | 100.0 | 100.0 | - |
| Máximo/Media | 2.6 | 2.6 | - |





PARAMETROS

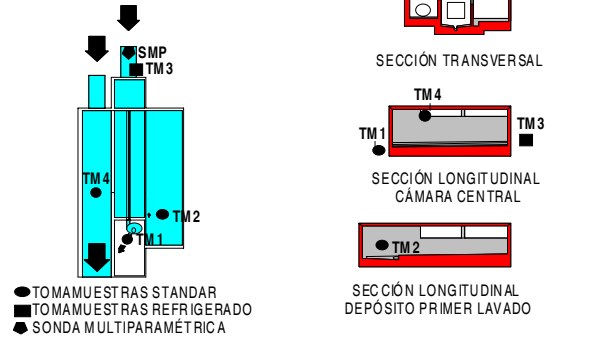
SUCESO

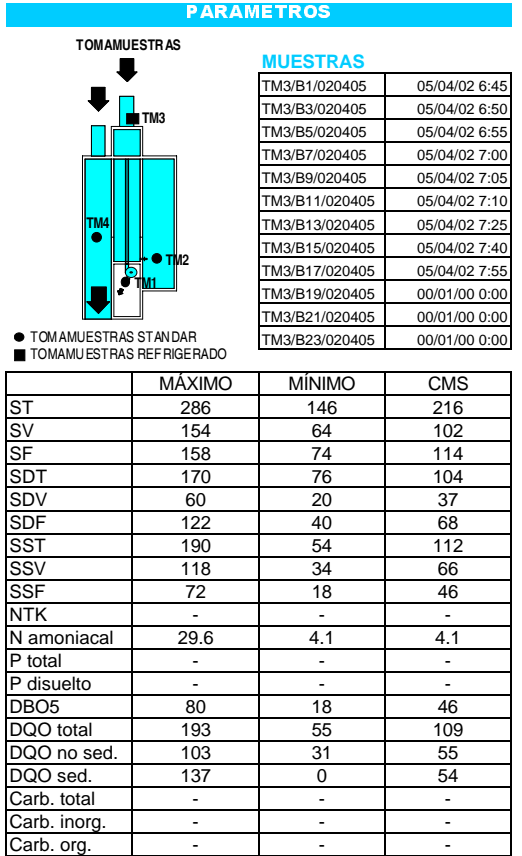
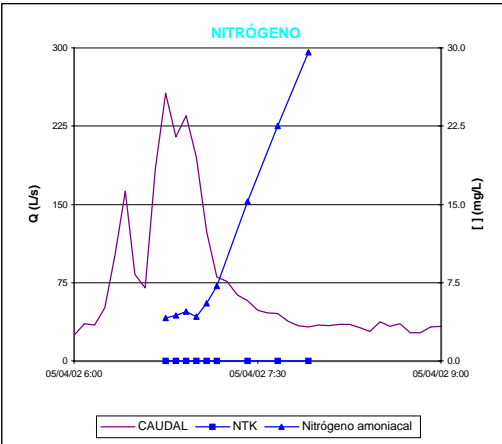
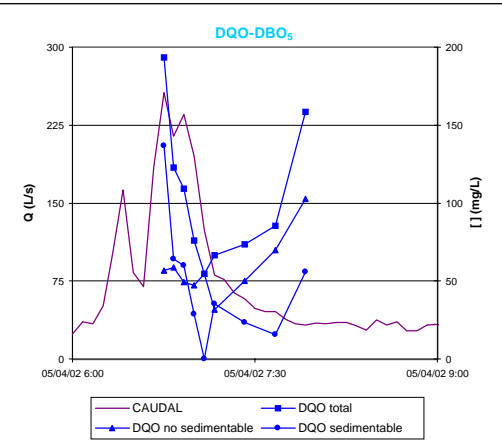
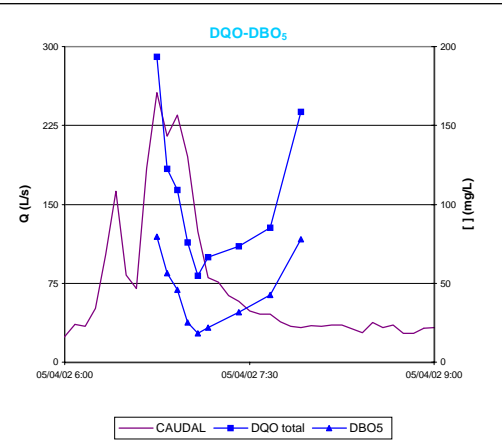
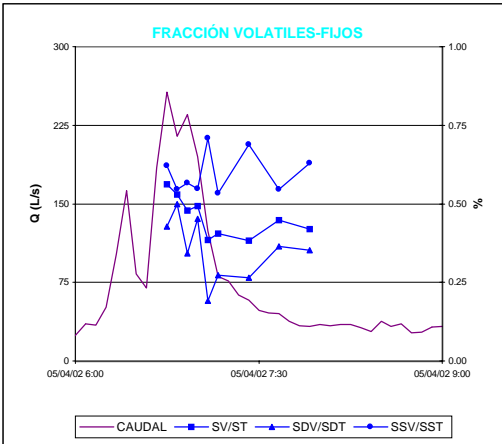
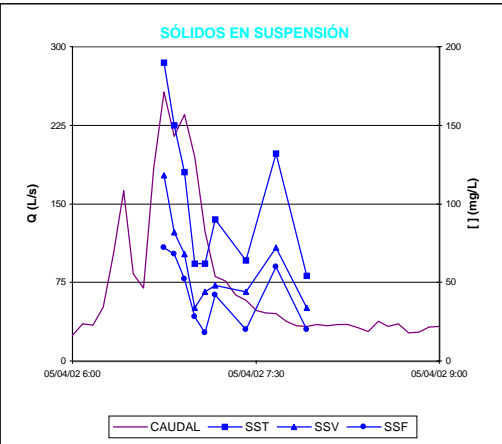
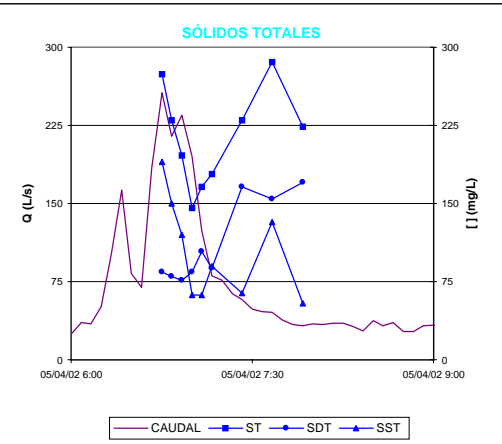
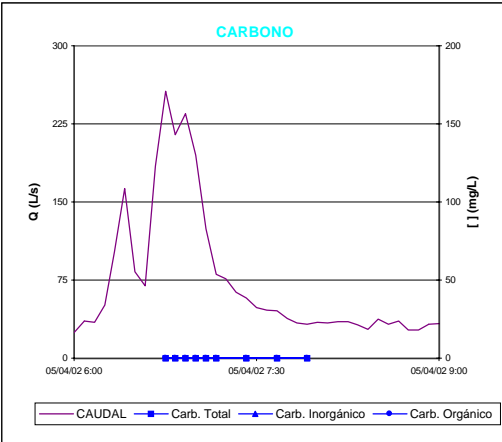
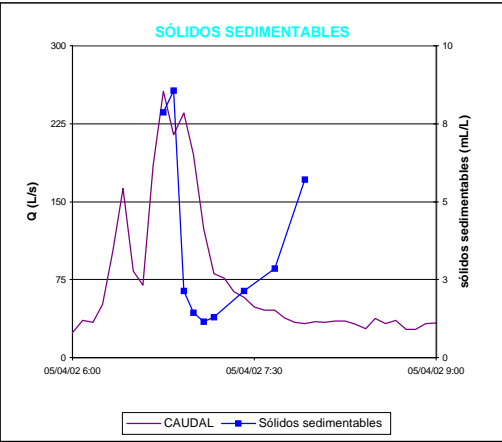
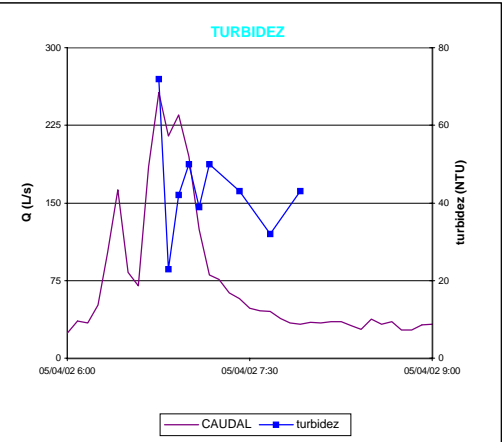
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | abril |
| Tipo de suceso | tipo 0 |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 05/04/02 6:45 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 05/04/02 7:55 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 9 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 9 |
| Nº de muestras analizadas | 9 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 9 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 05/04/02 6:42 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 05/04/02 8:02 |

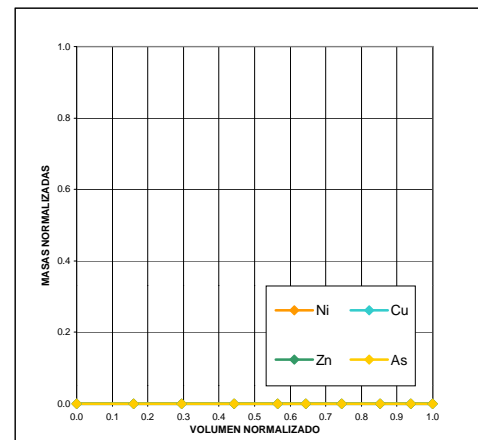
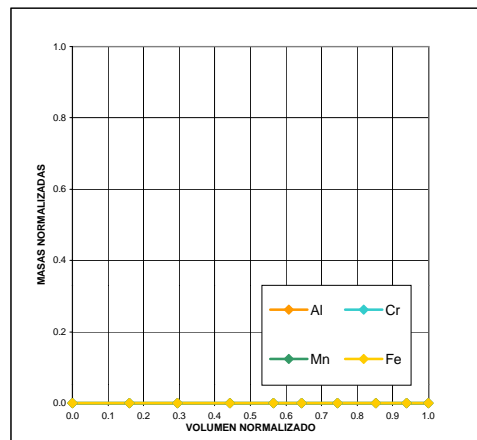
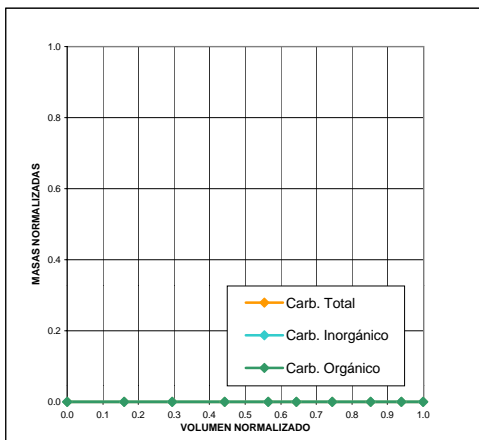
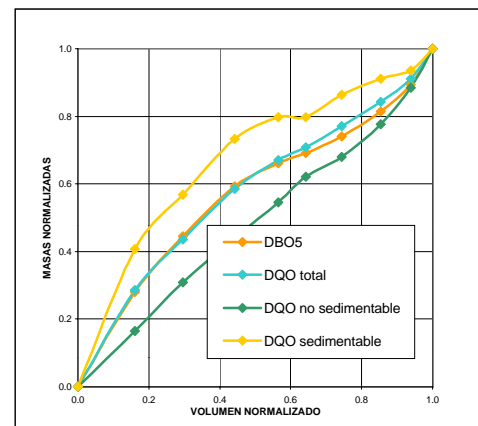
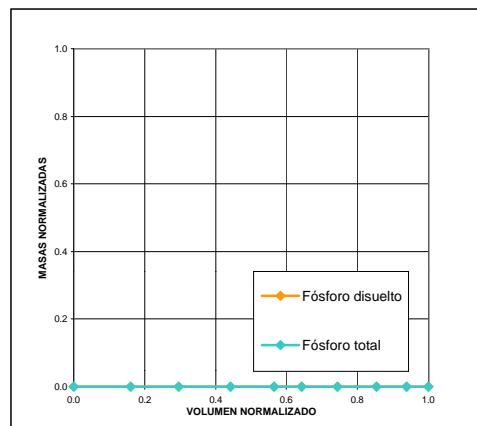
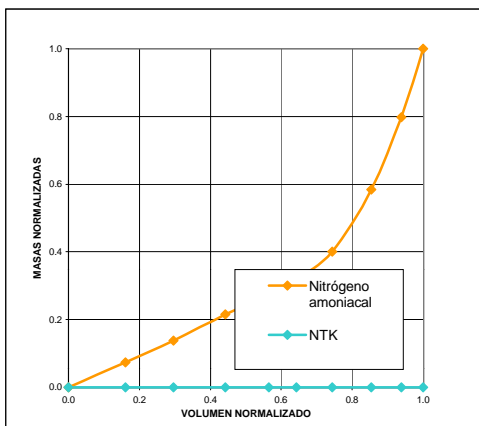
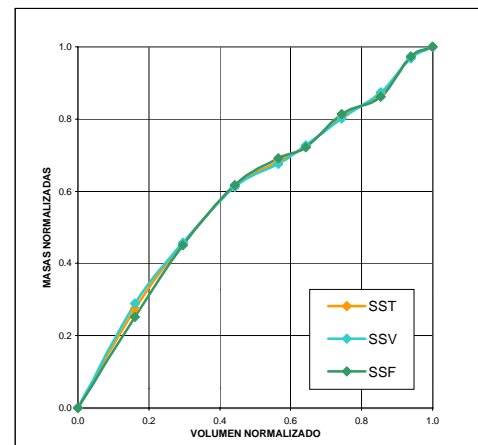
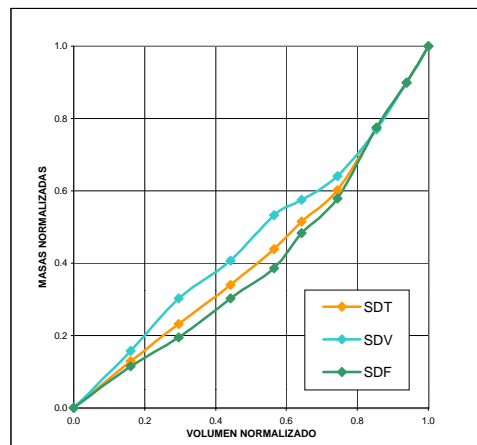
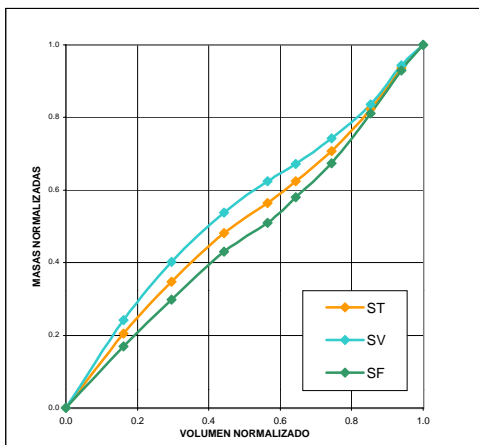
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | 7.3 | 6.8 | 7.0 |
| Conductividad (µS/cm) | 267 | 17 | 160 |
| Temperatura (°C) | 13.9 | 10.7 | 12.1 |

MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN







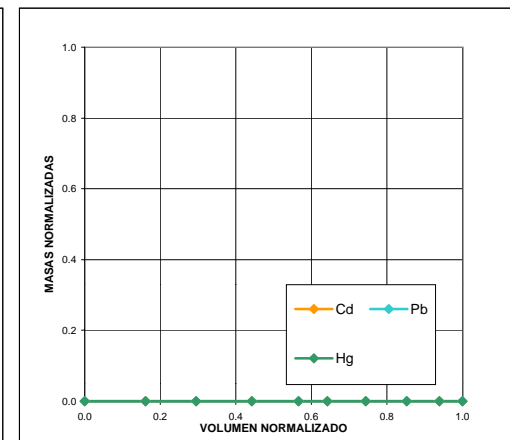
PARAMETROS

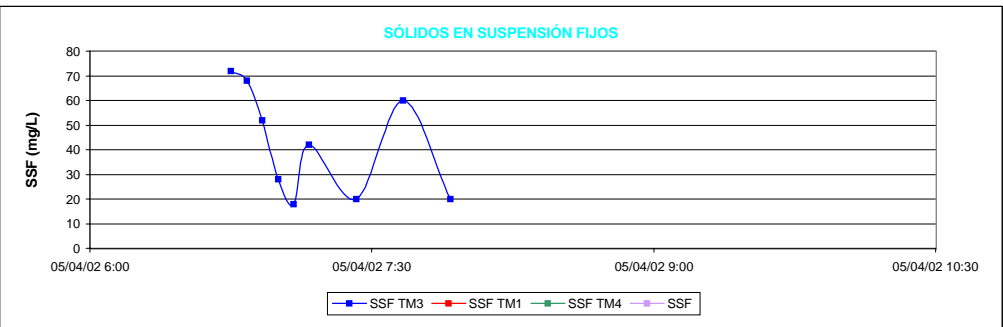
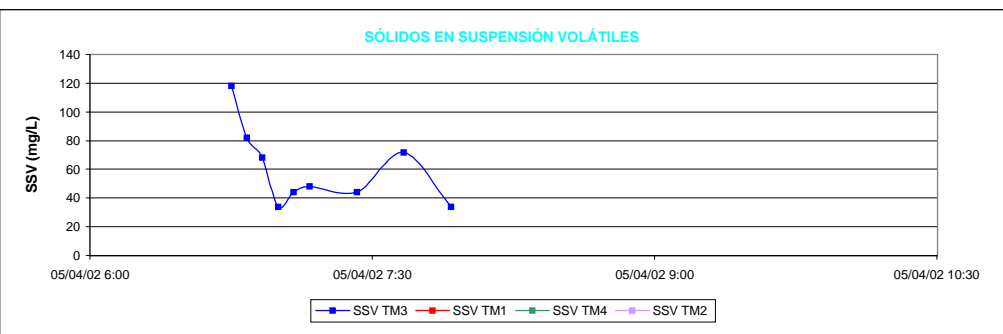
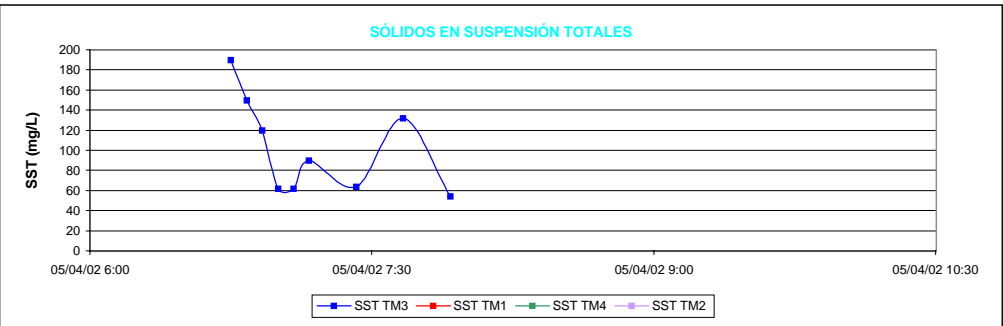
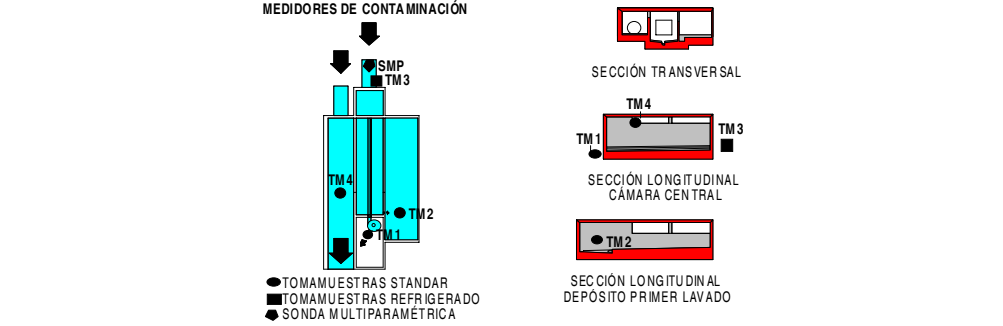
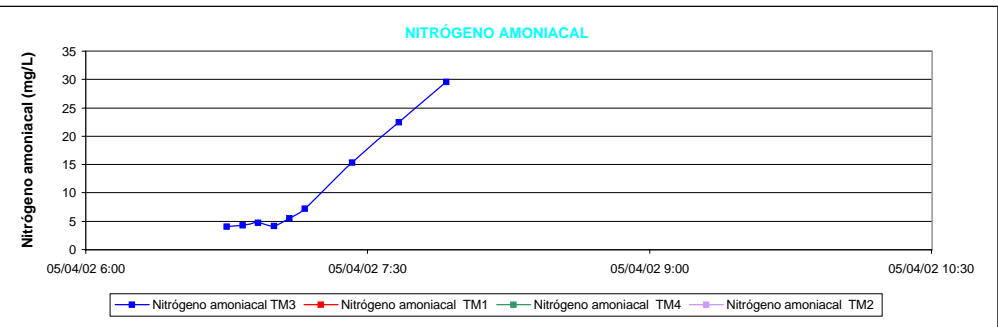
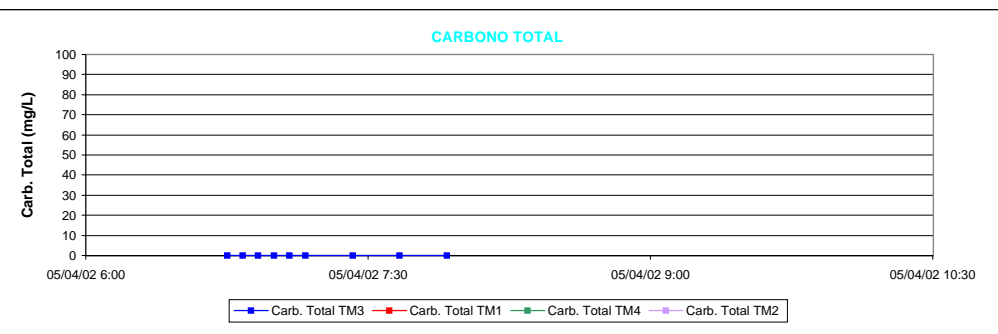
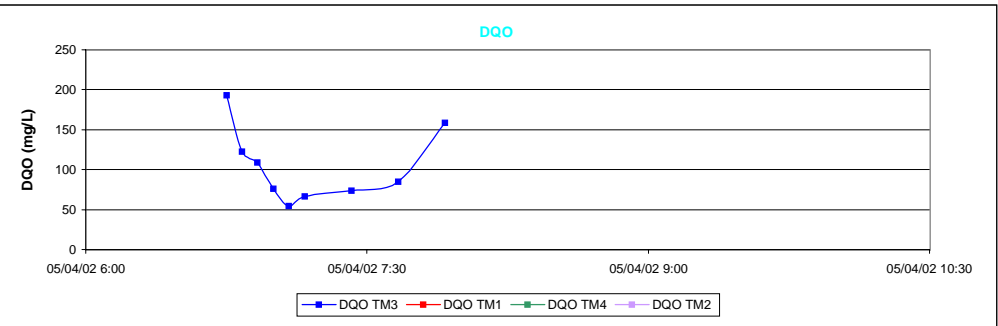
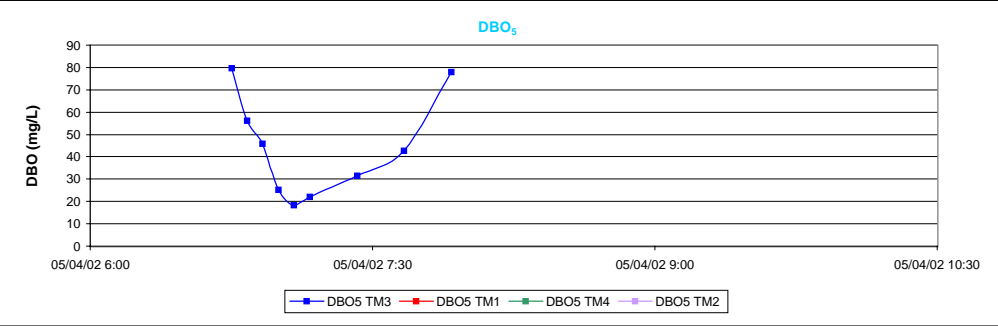
MASAS (KG)

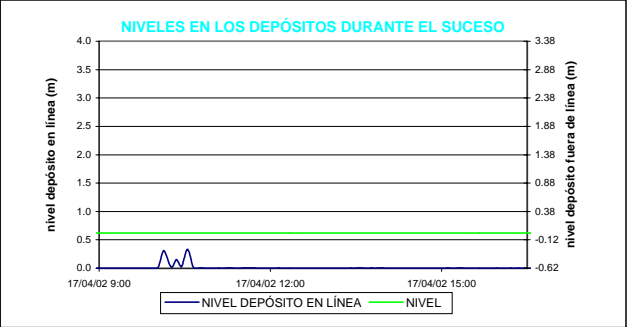
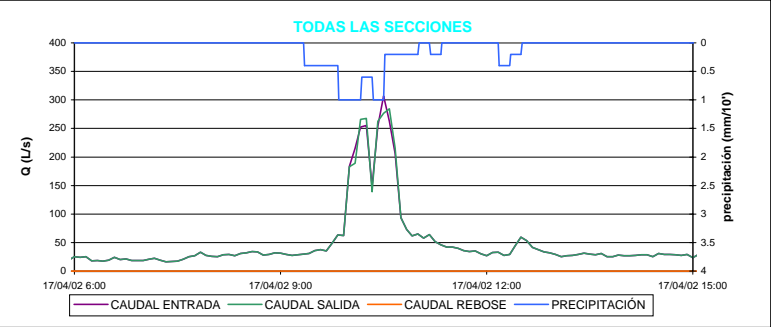
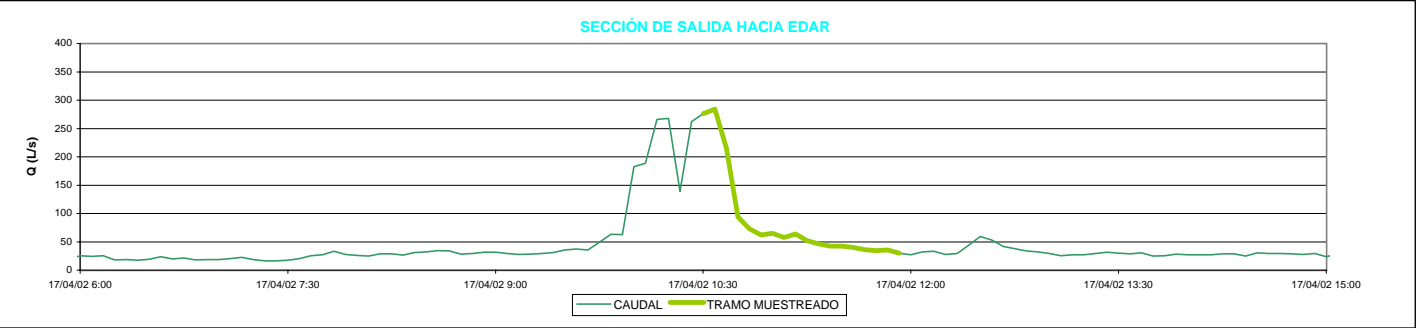
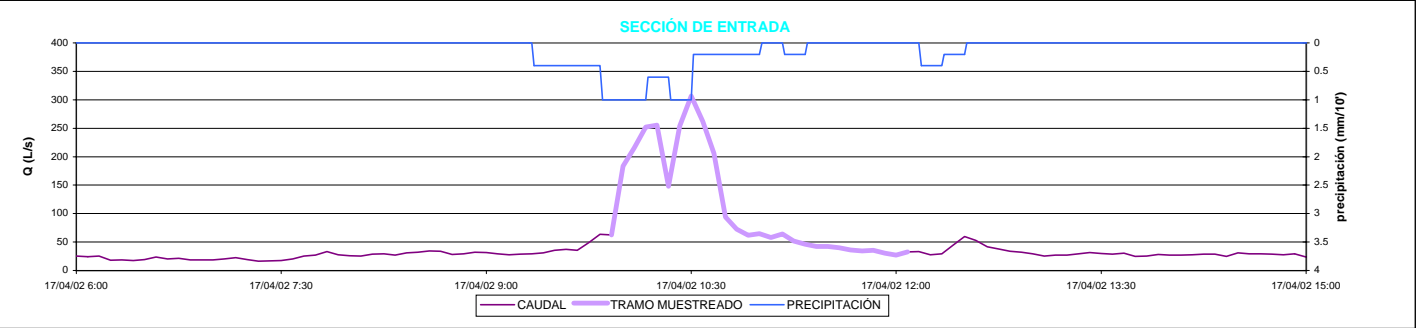
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.95 | 103.29 | 72.35 | 30.93 | 70.05 | 0.90 |
| SV | 0.81 | 48.99 | 35.79 | 13.20 | 73.06 | 0.45 |
| SF | 1.11 | 54.30 | 36.57 | 17.74 | 67.34 | 0.46 |
| SDT | 1.40 | 49.95 | 26.77 | 23.18 | 53.60 | 0.33 |
| SDV | 1.15 | 17.65 | 8.08 | 9.58 | 45.75 | 0.10 |
| SDF | 1.56 | 32.30 | 18.70 | 13.60 | 57.89 | 0.23 |
| SST | 0.67 | 53.34 | 45.58 | 7.76 | 85.45 | 0.57 |
| SSV | 0.67 | 31.33 | 27.71 | 3.62 | 88.44 | 0.35 |
| SSF | 0.68 | 22.01 | 17.87 | 4.14 | 81.20 | 0.22 |
| NTK | - | - | - | - | - | - |
| N amoniacal | 2.57 | 4.32 | 1.74 | 2.58 | 40.30 | 0.02 |
| P total | - | - | - | - | - | - |
| P disuelto | - | - | - | - | - | - |
| DBO5 | 0.73 | 21.87 | 11.49 | 10.38 | 52.55 | 0.14 |
| DQO total | 0.71 | 52.17 | 30.31 | 21.86 | 58.10 | 0.38 |
| DQO no sed. | 1.06 | 26.41 | 12.80 | 13.60 | 48.48 | 0.16 |
| DQO sed. | 0.46 | 25.76 | 17.51 | 8.25 | 67.97 | 0.22 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|---|----------|---------|---------|-----------|------|
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |







PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

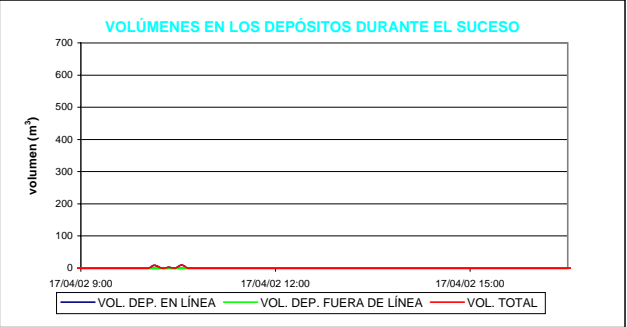
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 5 |
| Precipitación total (mm) | 5.6 |
| Día y hora de inicio | 17/04/02 9:24 |
| Día y hora de finalización | 17/04/02 11:15 |
| Duración (horas) | 1.85 |
| Intensidad media | 3.03 |
| Hora de máxima precipitación | 10:00 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 1 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 17/04/02 9:57 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 17/04/02 10:44 |

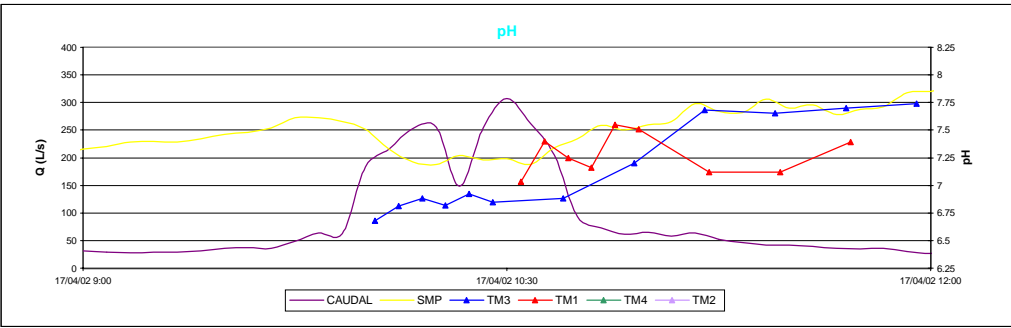
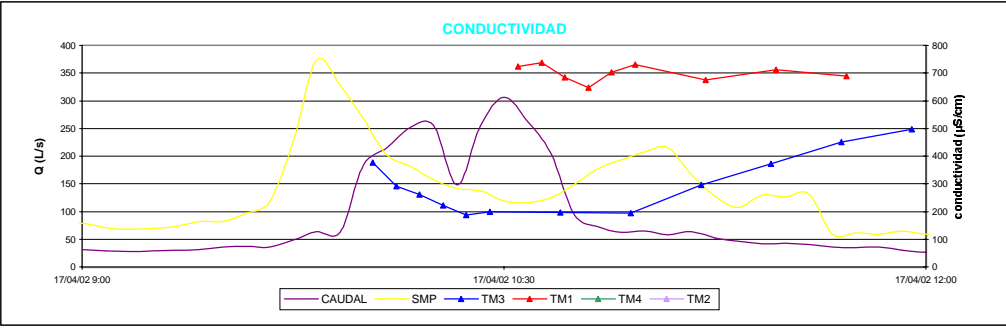
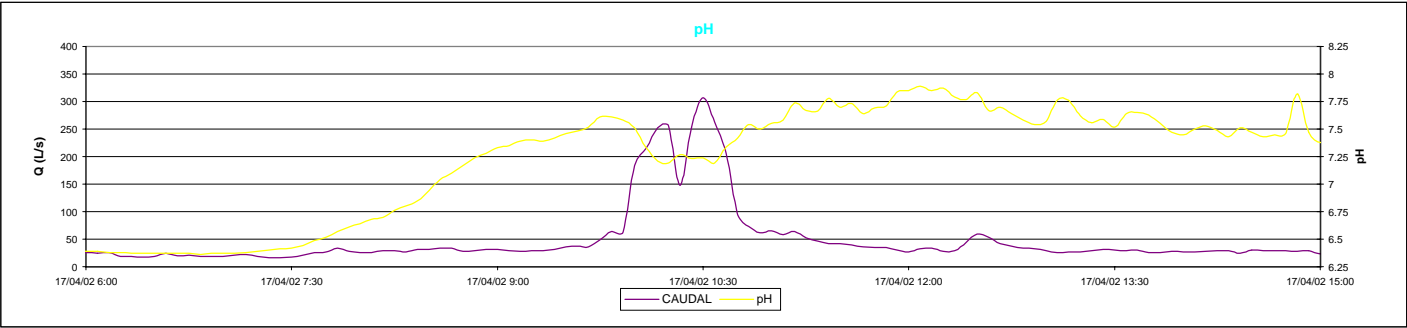
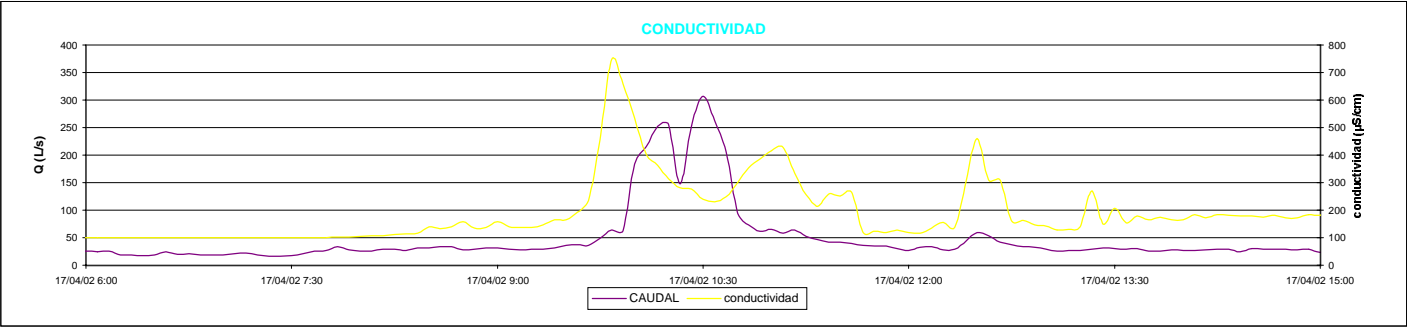
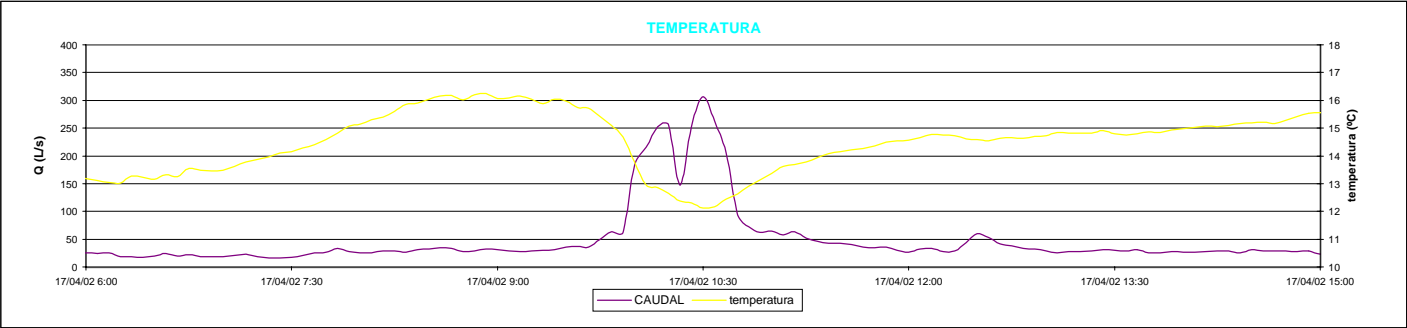
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|-------|
| Volumen total | 732.8 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 136.7 |
| Volumen asignado a escorrentía | 596.1 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 81.3 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 306.7 | 284.2 | - |
| Mínimo | 46.2 | 46.2 | - |
| Media | 147.7 | 147.7 | - |
| Máximo/Media | 2.1 | 1.9 | - |





PARAMETROS

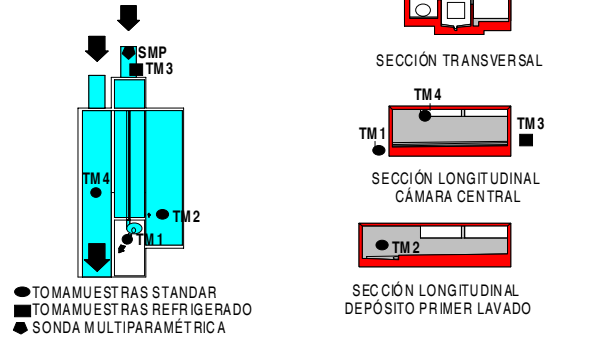
SUCESO

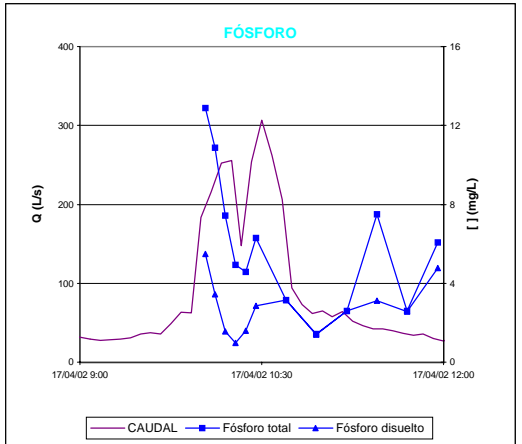
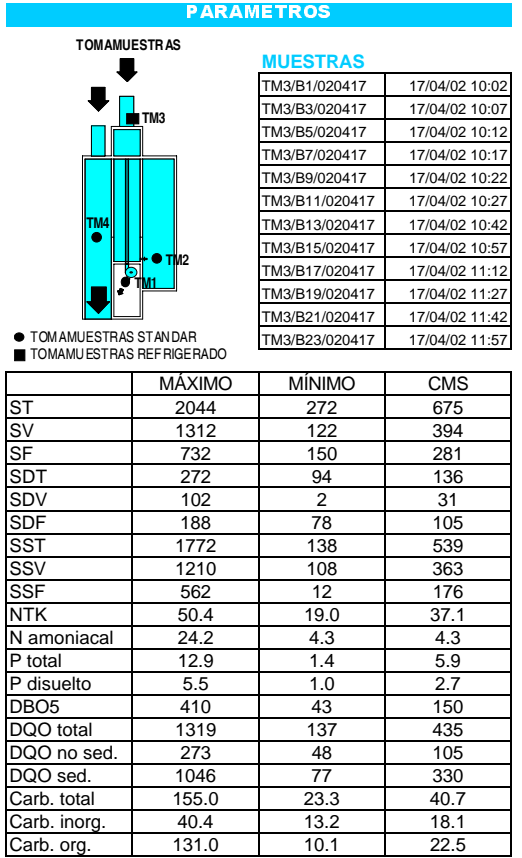
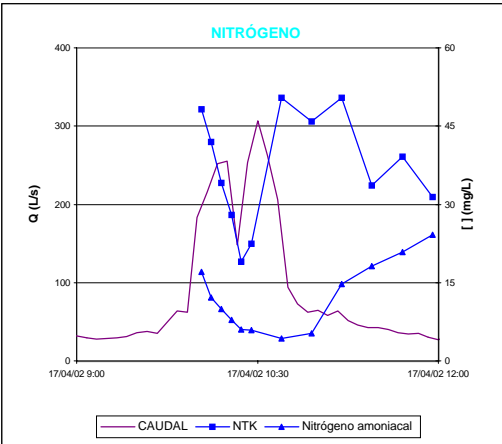
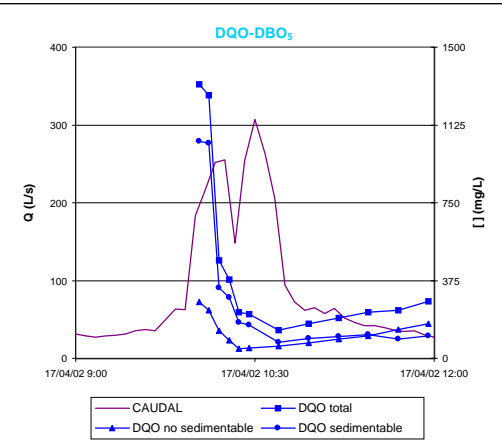
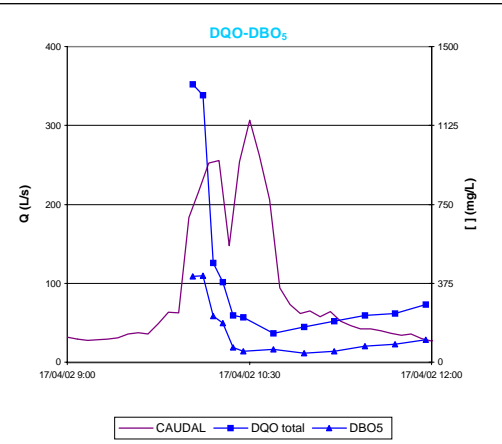
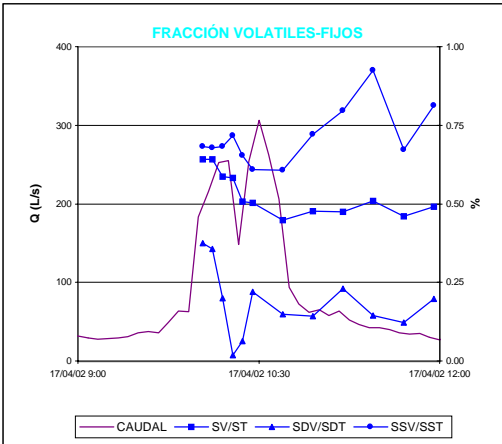
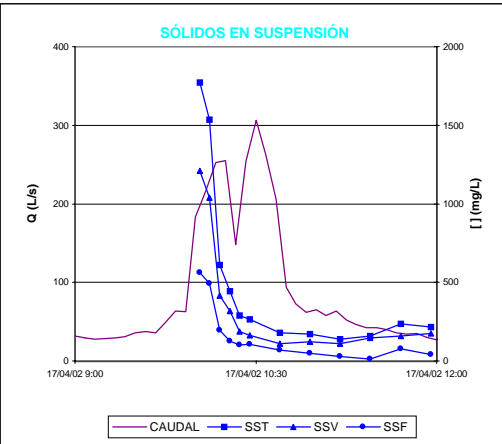
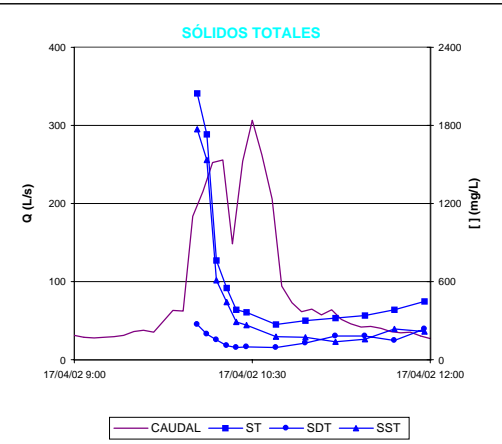
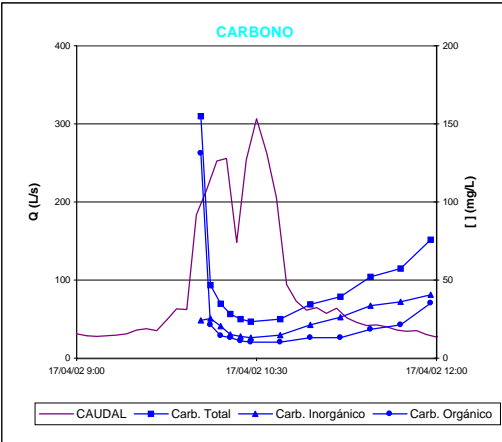
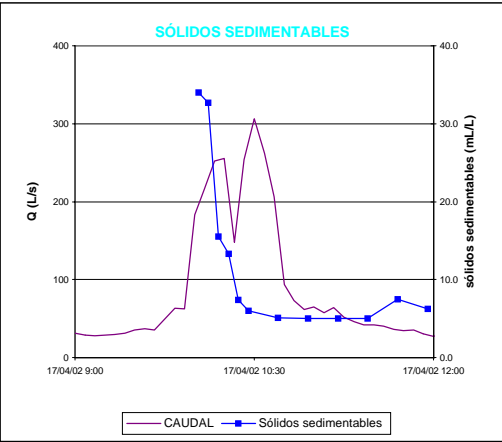
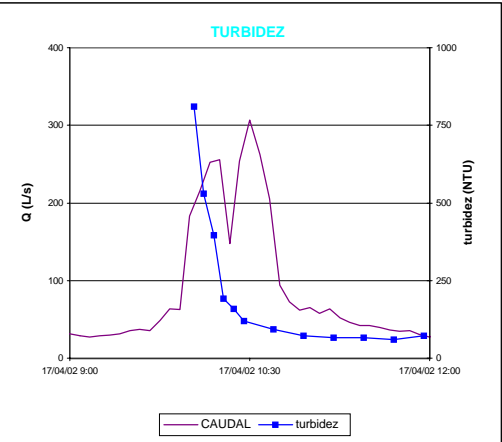
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | abril |
| Tipo de suceso | tipo A |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 17/04/02 10:02 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 17/04/02 11:57 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 9 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 21 |
| Nº de muestras analizadas | 21 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 9 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 17/04/02 9:59 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 17/04/02 11:19 |

SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | 7.9 | 7.2 | 7.5 |
| Conductividad (µS/cm) | 657 | 117 | 287 |
| Temperatura (°C) | 14.7 | 12.1 | 13.5 |

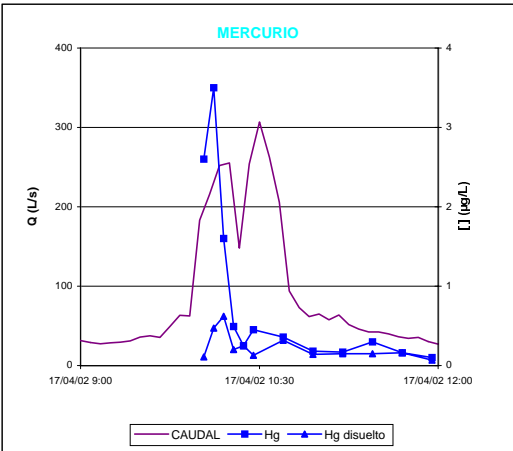
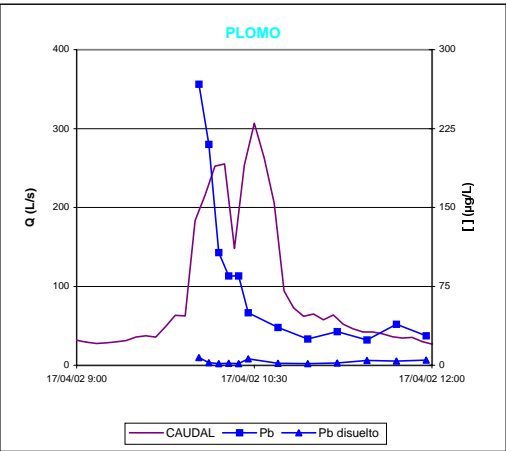
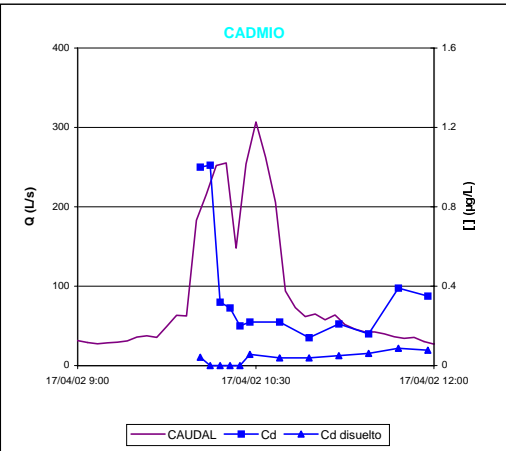
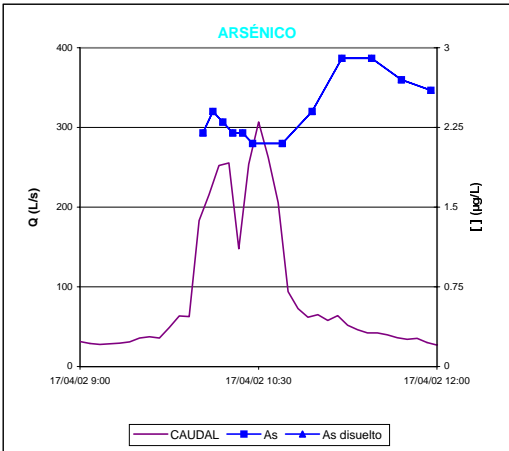
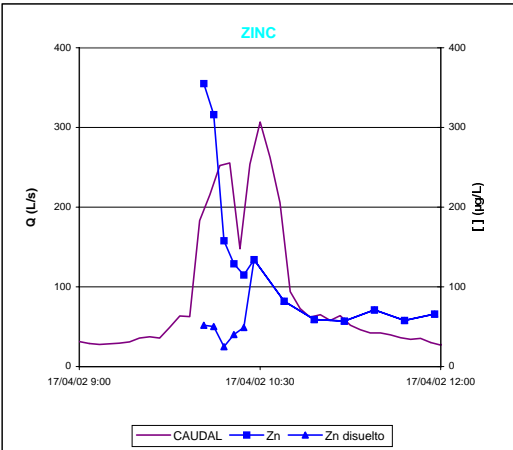
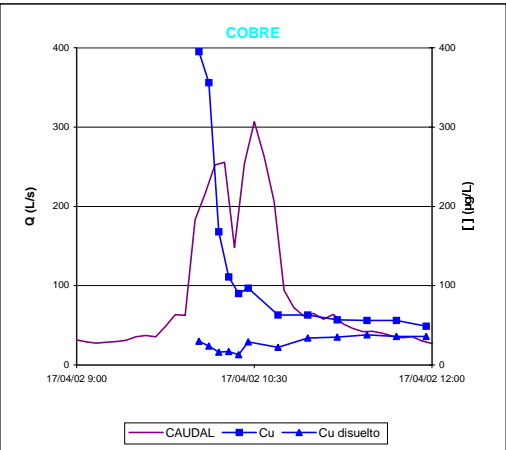
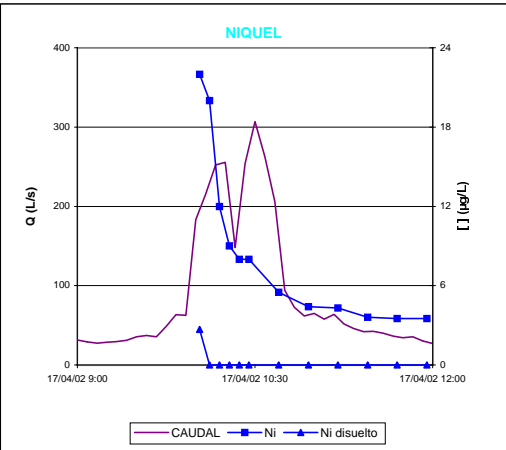
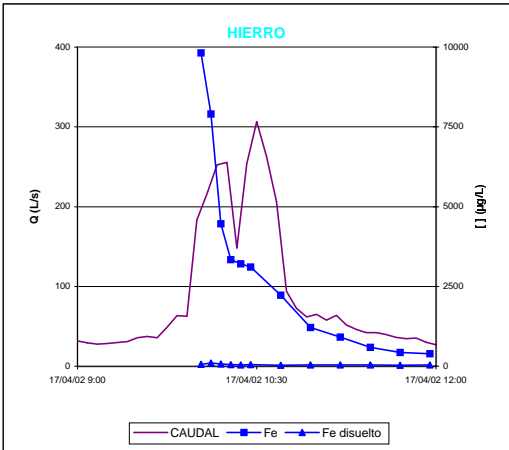
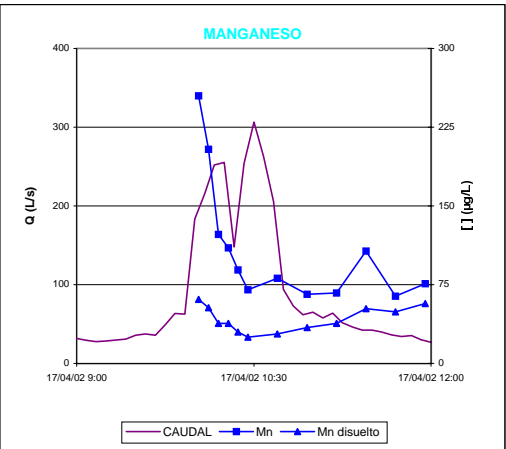
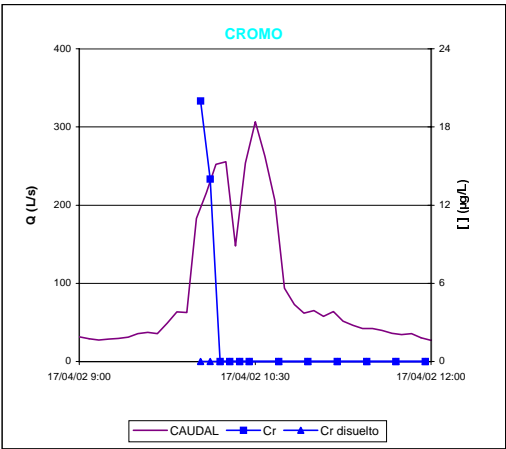
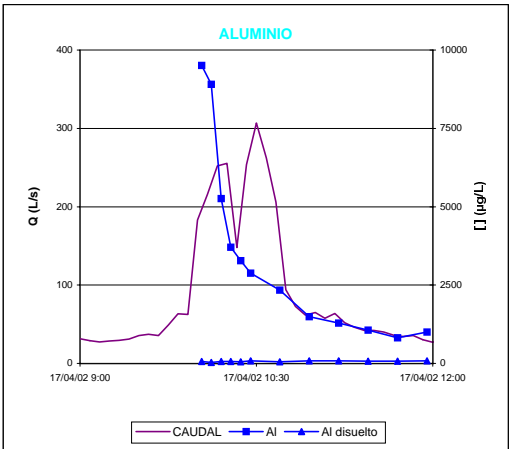
MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN

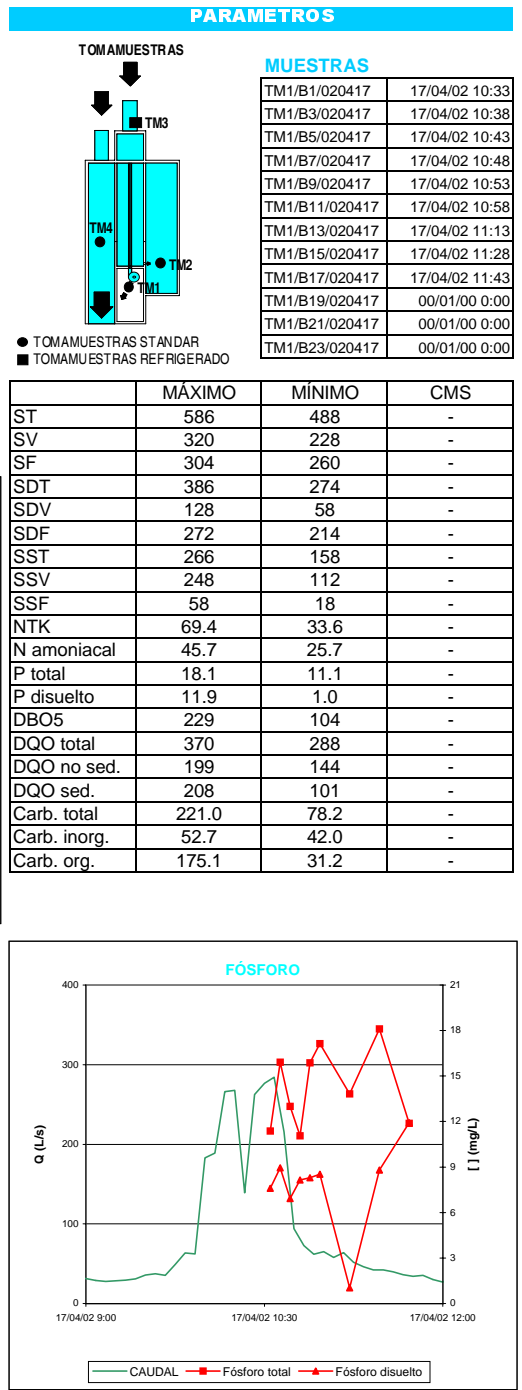
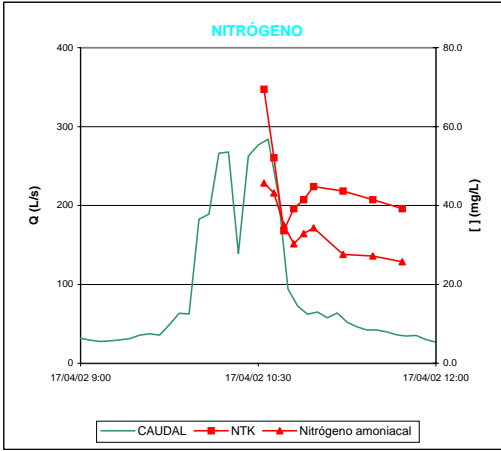
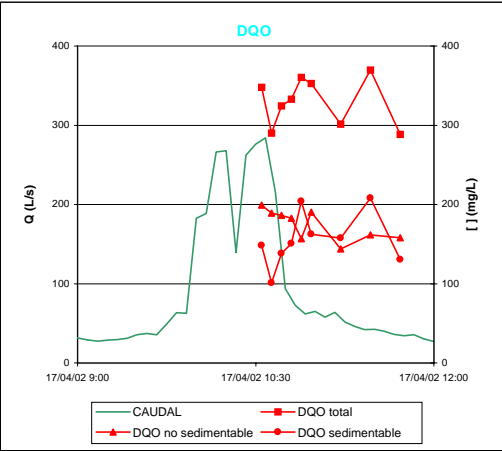
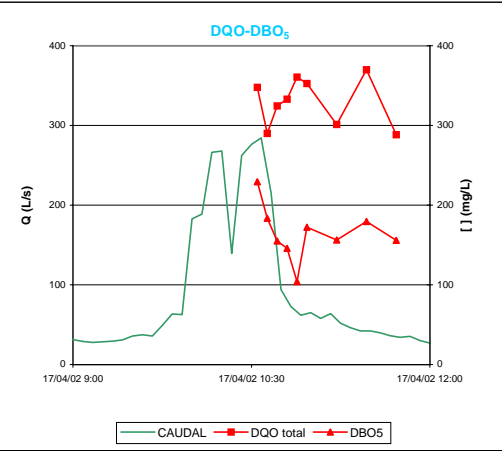
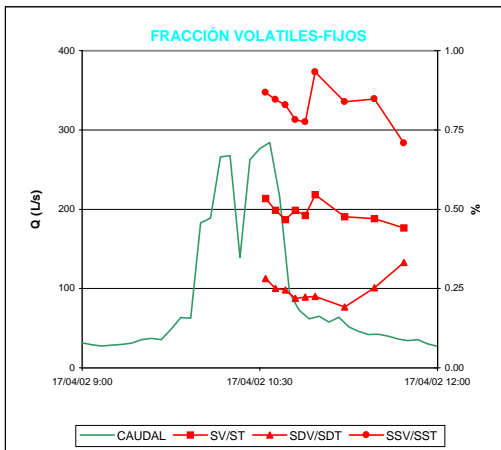
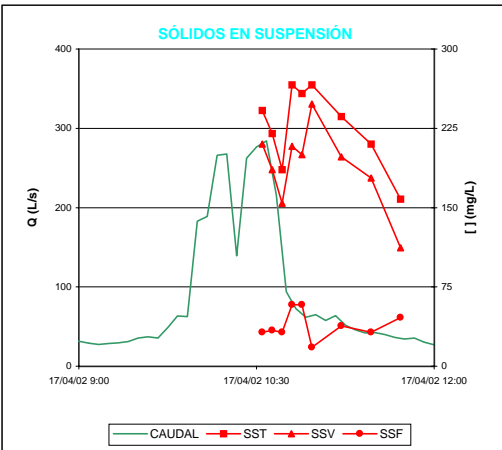
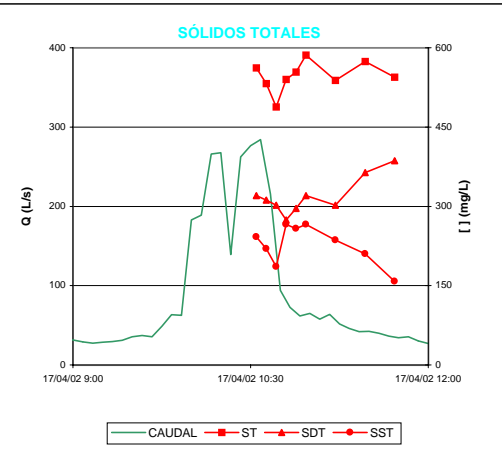
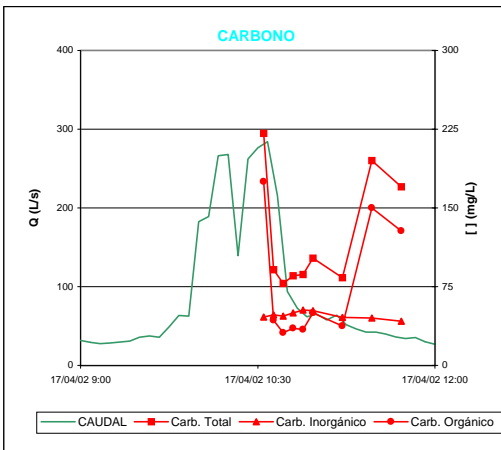
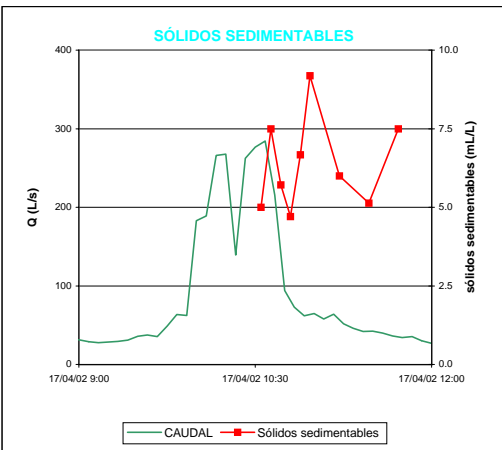
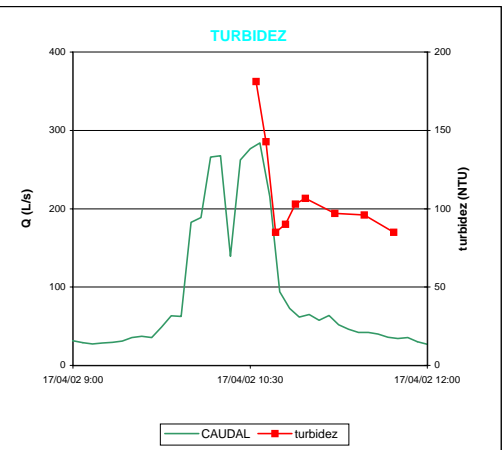




PARAMETROS

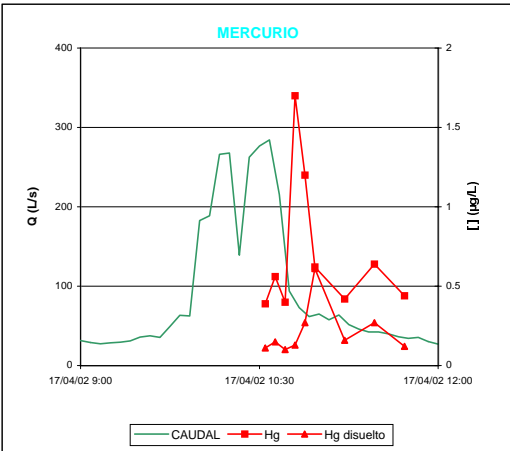
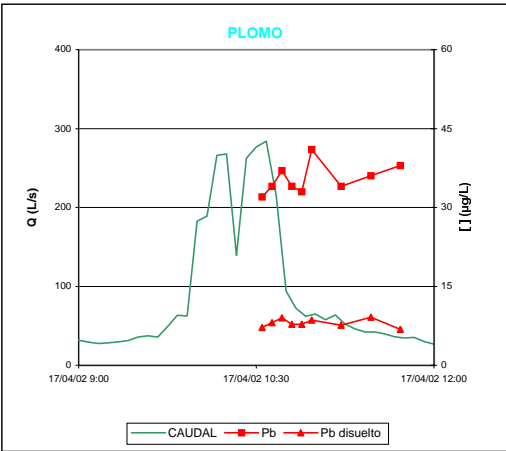
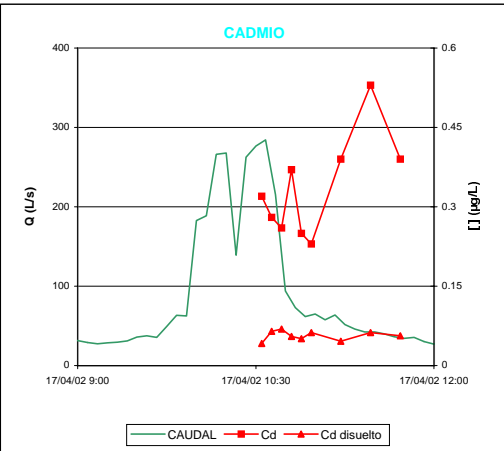
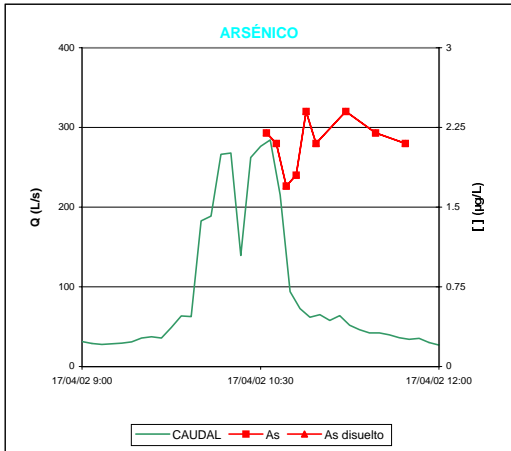
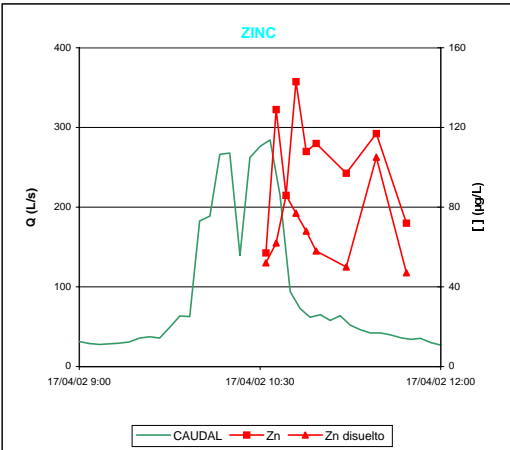
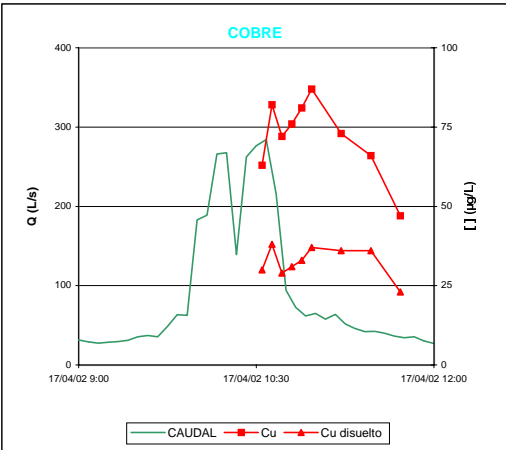
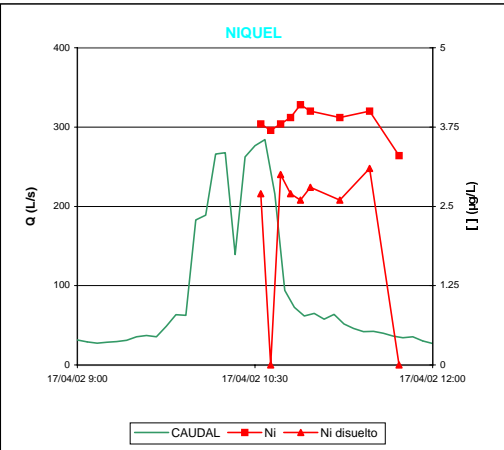
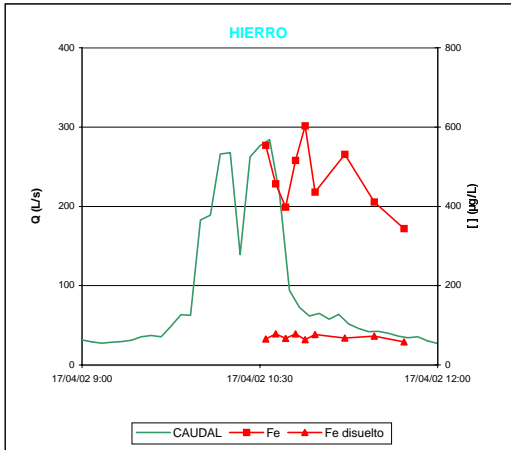
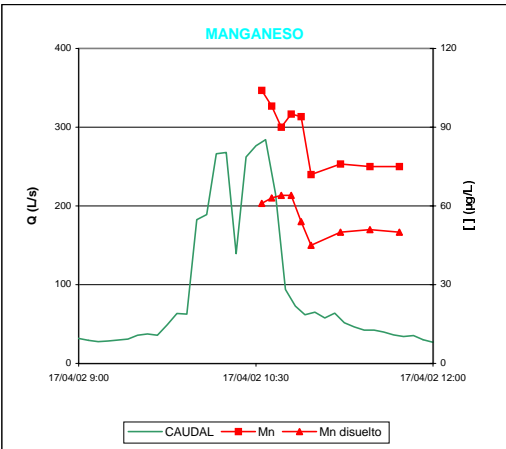
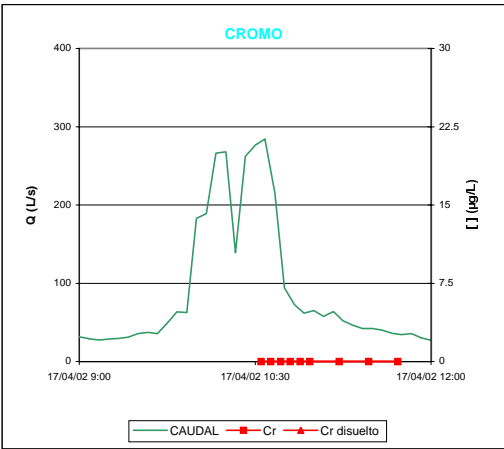
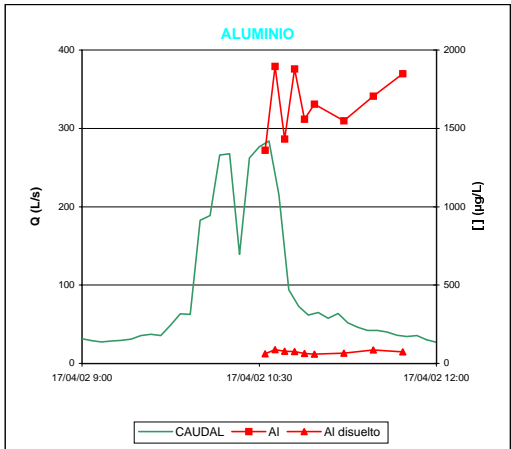
| | MÁXIMO | MINIMO | CMS |
|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Al (Al dis) | 9508 (85.0) | 819 (34.0) | 4052 (63.4) |
| Cr (Cr dis) | 20.0 (0.00) | 0.00 (0.00) | 3.09 (0.00) |
| Mn (Mn dis) | 255 (61.0) | 64.0 (25.0) | 111 (36.0) |
| Fe (Fe dis) | 9815 (101) | 396 (26.0) | 3837 (51.2) |
| Ni (Ni dis) | 22.0 (2.70) | 3.50 (0.00) | 9.85 (0.22) |
| Cu (Cu dis) | 395 (38.0) | 49.0 (13.0) | 144 (24.6) |
| Zn (Zn dis) | 355 (134) | 57.0 (25.0) | 150 (72.0) |
| As (As dis) | 2.90 (2.90) | 2.10 (2.10) | 2.26 (2.26) |
| Cd (Cd dis) | 1.01 (0.09) | 0.14 (0.00) | 0.37 (0.03) |
| Pb (Pb dis) | 267 (7.20) | 24.0 (1.40) | 89.6 (3.21) |
| Hg (Hg dis) | 3.50 (0.62) | 0.10 (0.07) | 0.98 (0.26) |

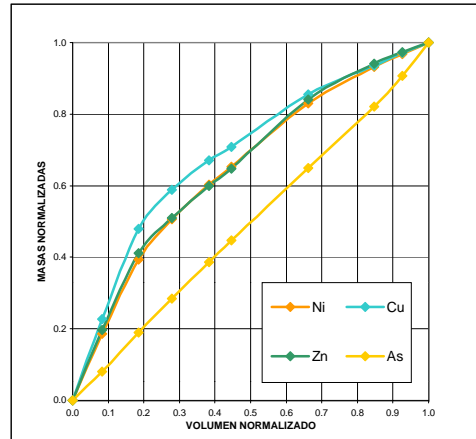
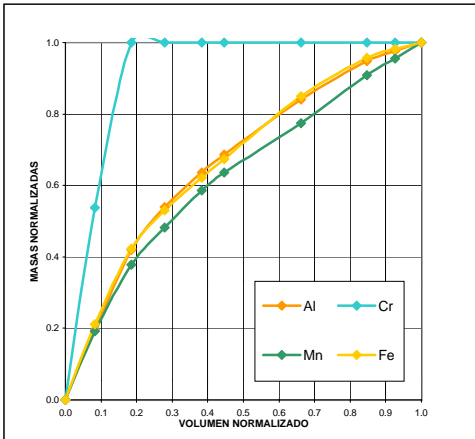
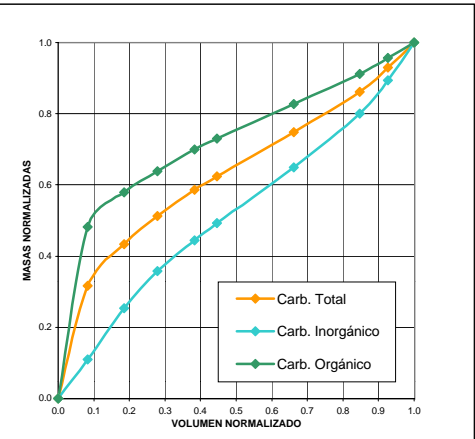
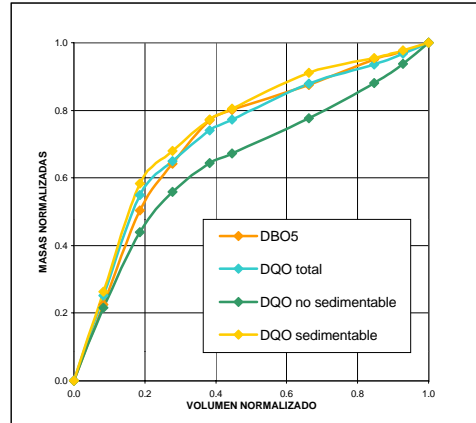
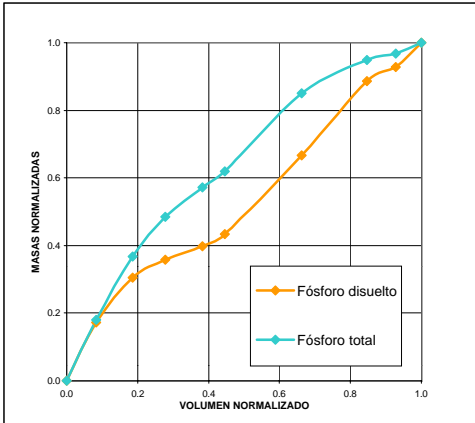
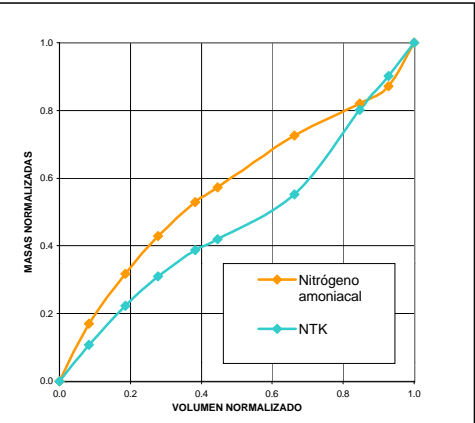
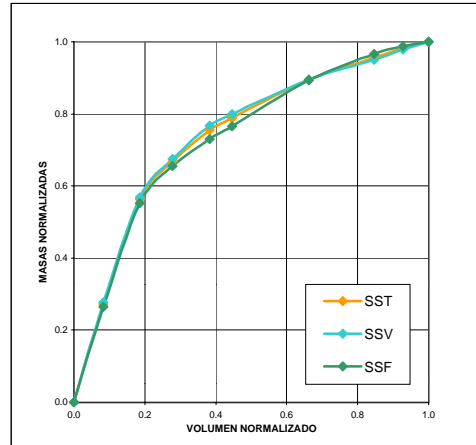
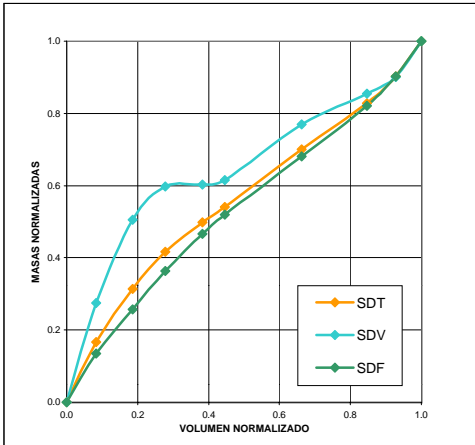
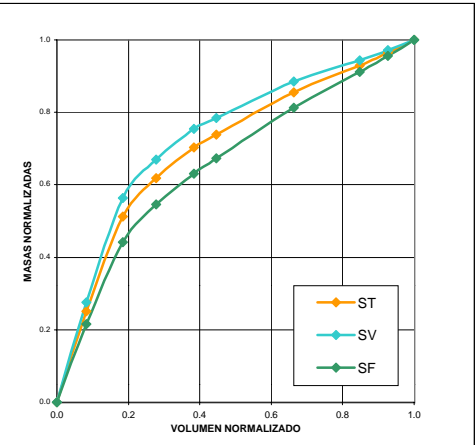




PARAMETROS

| | MÁXIMO | MINIMO | CMS |
|-------------|-------------|-------------|-----|
| Al (Al dis) | 1896 (87.0) | 1361 (59.0) | - |
| Cr (Cr dis) | 0.00 (0.00) | 0.00 (0.00) | - |
| Mn (Mn dis) | 104 (64.0) | 72.0 (45.0) | - |
| Fe (Fe dis) | 603 (78.0) | 344 (58.0) | - |
| Ni (Ni dis) | 4.10 (3.10) | 3.30 (0.00) | - |
| Cu (Cu dis) | 87.0 (38.0) | 47.0 (23.0) | - |
| Zn (Zn dis) | 143 (105) | 57.0 (47.0) | - |
| As (As dis) | 2.40 (2.40) | 1.70 (1.70) | - |
| Cd (Cd dis) | 0.53 (0.07) | 0.23 (0.04) | - |
| Pb (Pb dis) | 41.0 (9.10) | 32.0 (6.80) | - |
| Hg (Hg dis) | 1.70 (0.61) | 0.39 (0.10) | - |





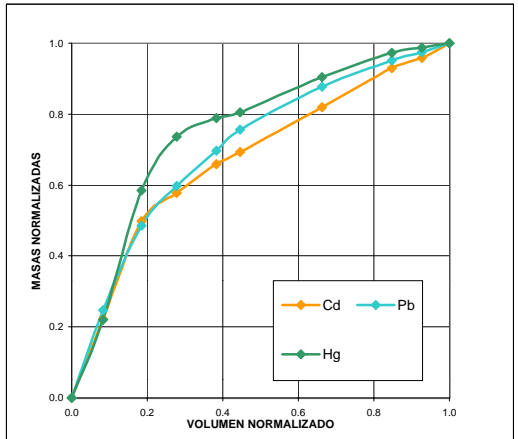
PARAMETROS

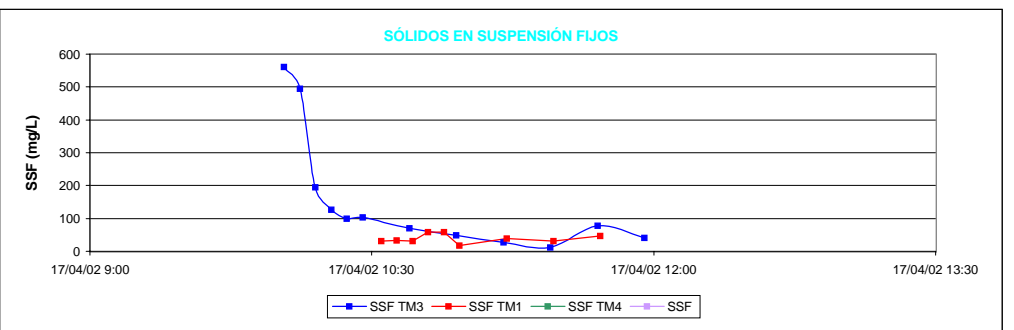
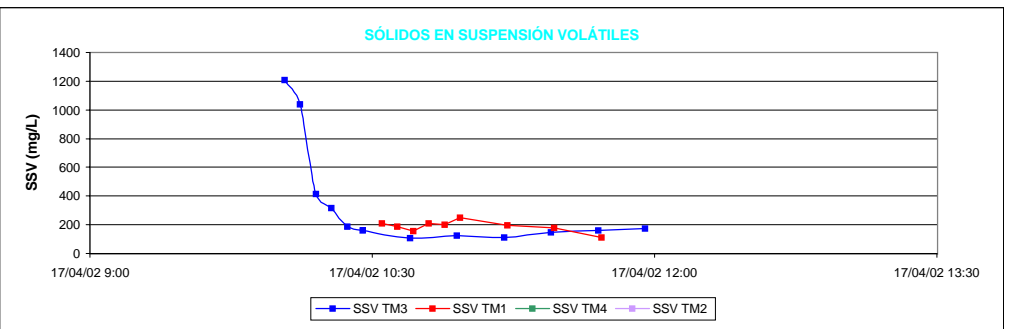
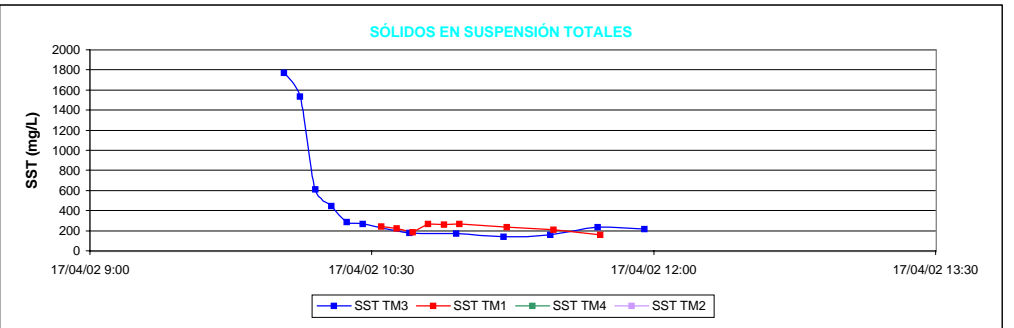
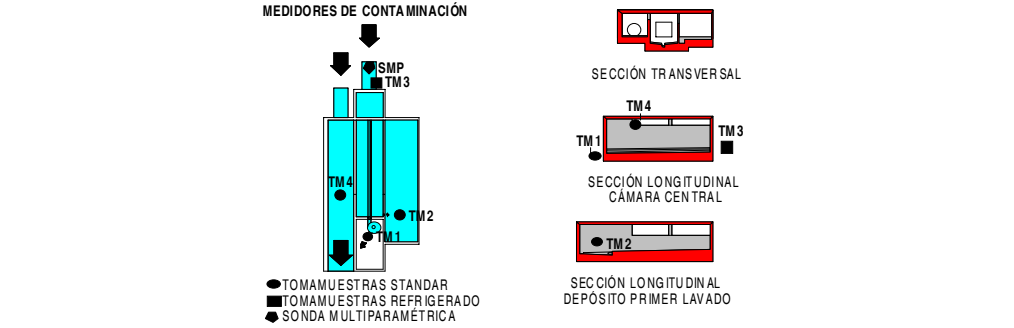
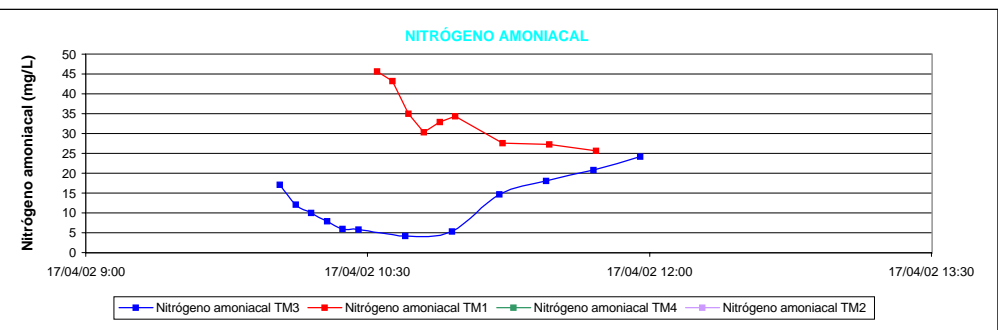
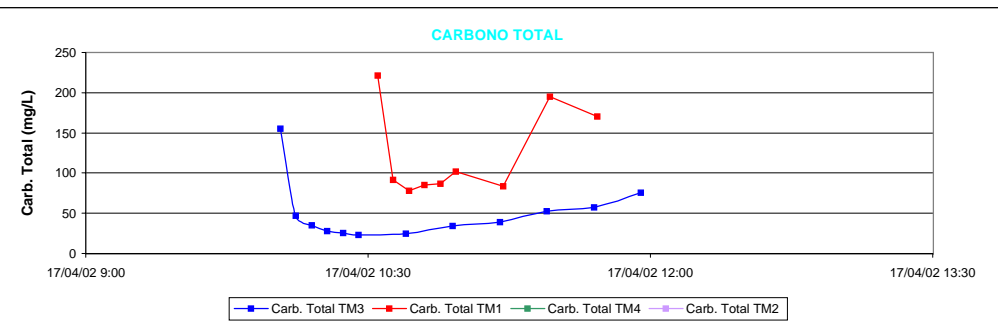
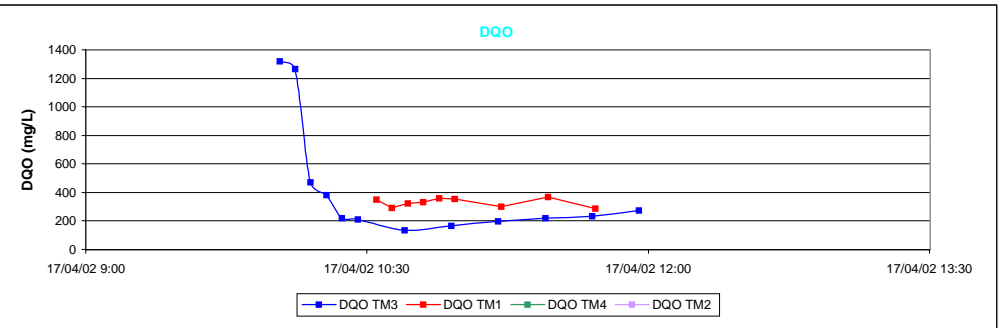
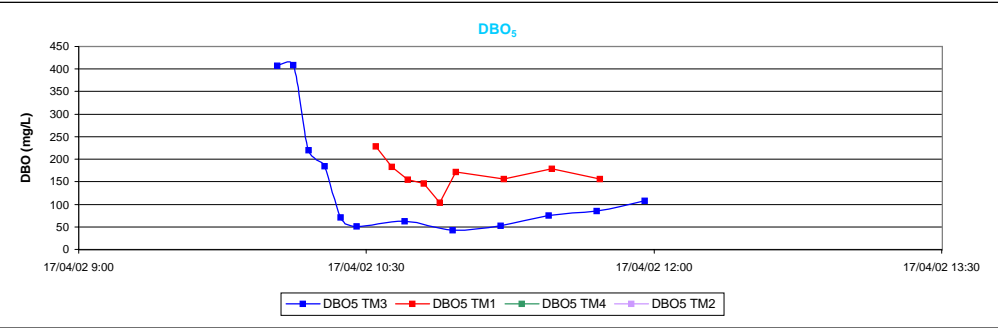
MASAS (KG)

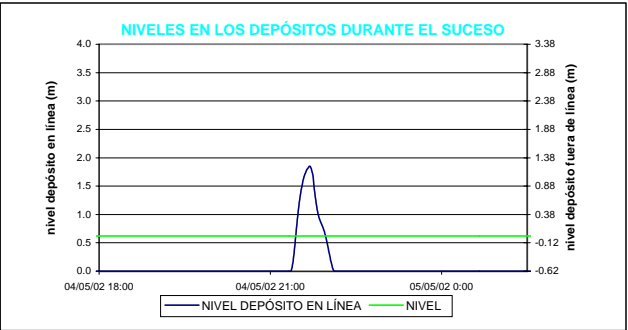
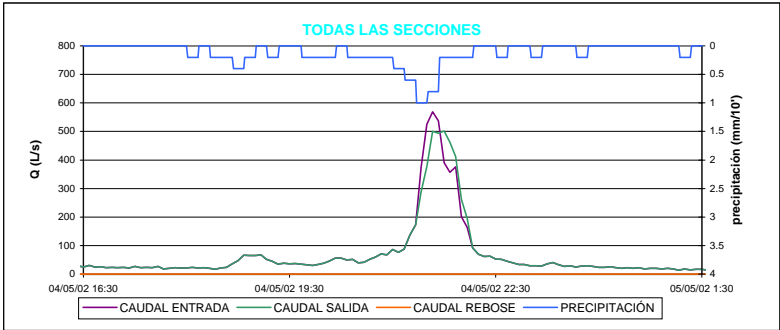
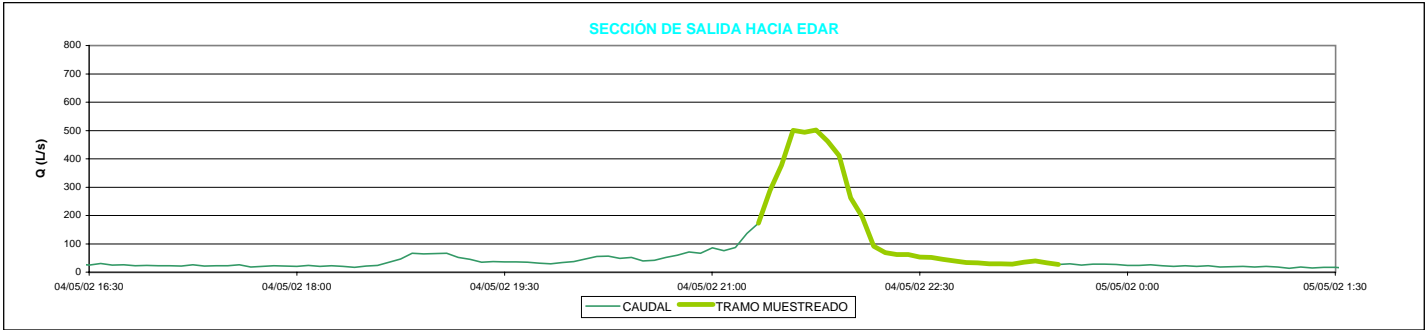
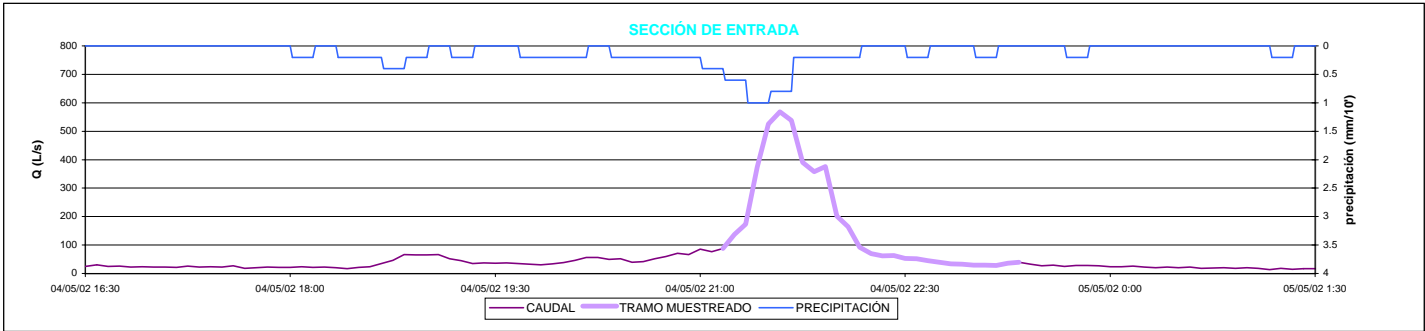
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.42 | 494.88 | 436.16 | 58.72 | 88.13 | 5.45 |
| SV | 0.37 | 288.93 | 266.02 | 22.91 | 92.07 | 3.33 |
| SF | 0.51 | 205.95 | 170.14 | 35.81 | 82.61 | 2.13 |
| SDT | 0.73 | 99.62 | 60.50 | 39.12 | 60.73 | 0.76 |
| SDV | 0.49 | 22.60 | 10.78 | 11.83 | 47.68 | 0.13 |
| SDF | 0.82 | 77.01 | 49.72 | 27.29 | 64.56 | 0.62 |
| SST | 0.37 | 395.26 | 375.66 | 19.60 | 95.04 | 4.70 |
| SSV | 0.36 | 266.32 | 255.24 | 11.08 | 95.84 | 3.19 |
| SSF | 0.38 | 128.94 | 120.42 | 8.52 | 93.39 | 1.51 |
| NTK | 1.03 | 27.19 | 19.36 | 7.82 | 71.23 | 0.24 |
| N amoniacal | 0.70 | 6.11 | 1.12 | 4.99 | 18.26 | 0.01 |
| P total | 0.59 | 4.34 | 3.28 | 1.06 | 75.49 | 0.04 |
| P disuelto | 0.86 | 1.94 | 1.34 | 0.61 | 68.83 | 0.02 |
| DBO5 | 0.40 | 109.71 | 82.18 | 27.53 | 74.90 | 1.03 |
| DQO total | 0.39 | 319.07 | 259.22 | 59.85 | 81.24 | 3.24 |
| DQO no sed. | 0.51 | 77.14 | 38.43 | 38.70 | 49.82 | 0.48 |
| DQO sed. | 0.35 | 241.94 | 220.79 | 21.15 | 91.26 | 2.76 |
| Carb. total | 0.53 | 29.80 | 18.58 | 11.22 | 62.34 | 0.23 |
| Carb. inorg. | 0.88 | 13.29 | 6.65 | 6.64 | 50.05 | 0.08 |
| Carb. org. | 0.34 | 16.52 | 11.93 | 4.59 | 72.23 | 0.15 |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| Al | 0.51 | 2969.47 | 2741.09 | 228.38 | 92.31 | 34.26 |
| Cr | 0.10 | 2.26 | 2.26 | 0.00 | 100.00 | 0.03 |
| Mn | 0.59 | 81.22 | 69.83 | 11.39 | 85.98 | 0.87 |
| Fe | 0.51 | 2811.29 | 2722.64 | 88.65 | 96.85 | 34.03 |
| Ni | 0.56 | 7.21 | 6.56 | 0.66 | 90.88 | 0.08 |
| Cu | 0.46 | 105.45 | 96.24 | 9.21 | 91.27 | 1.20 |
| Zn | 0.55 | 110.07 | 94.90 | 15.17 | 86.22 | 1.19 |
| As | 1.01 | 1.65 | 1.65 | 0.00 | 100.00 | 0.02 |
| Cd | 0.55 | 0.27 | 0.24 | 0.03 | 89.00 | 0.00 |
| Pb | 0.43 | 65.67 | 60.65 | 5.02 | 92.35 | 0.76 |
| Hg | 0.35 | 0.72 | 0.72 | 0.00 | 100.00 | 0.01 |







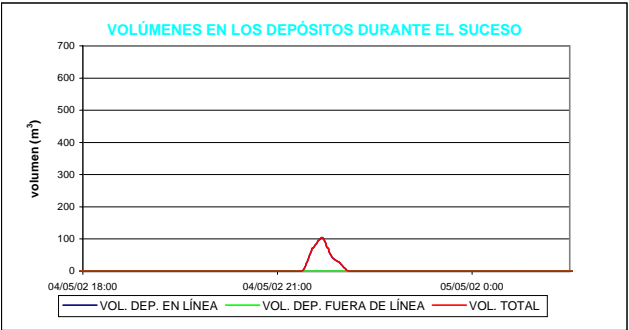
PARAMETROS

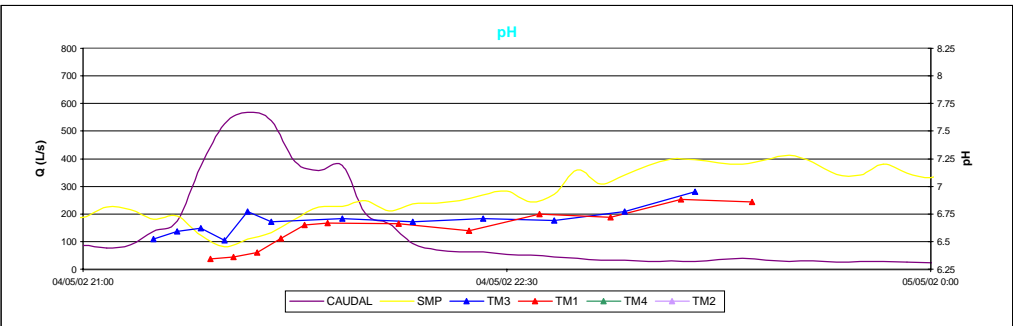
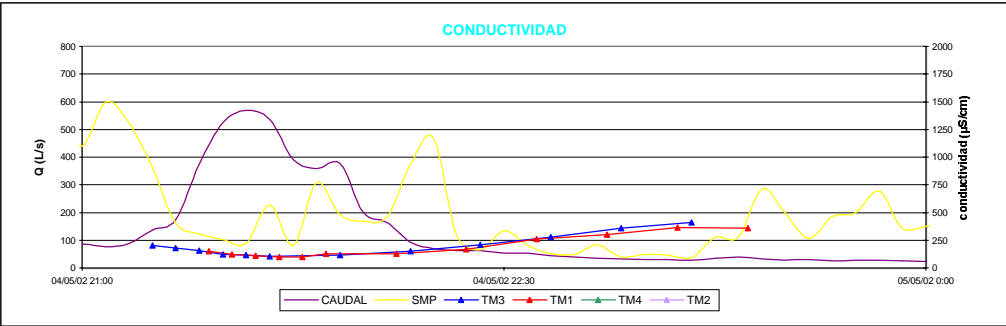
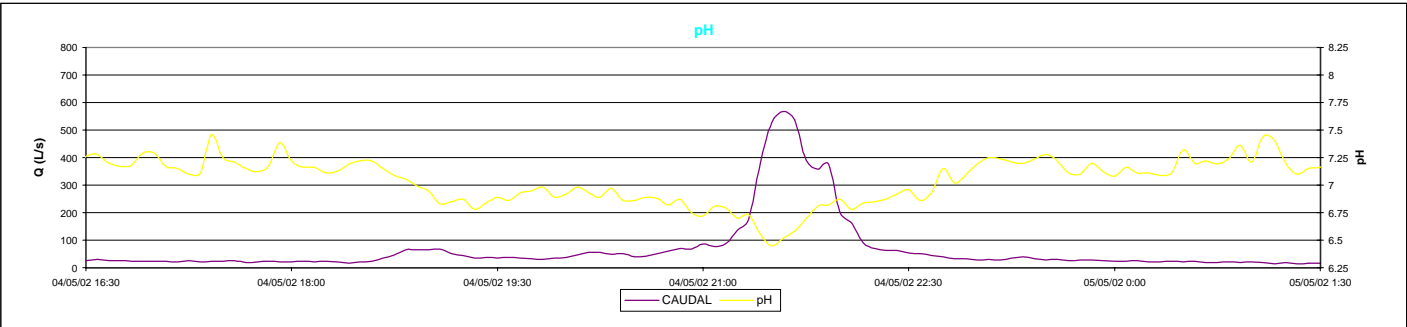
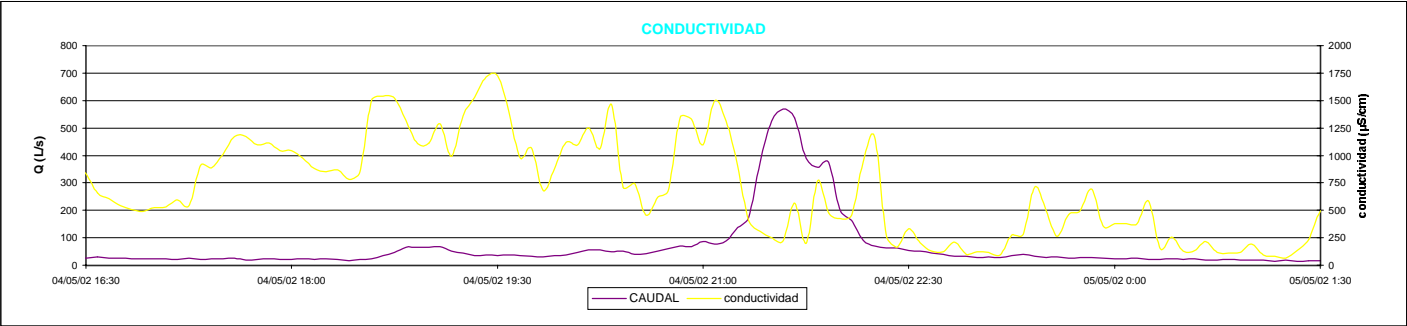
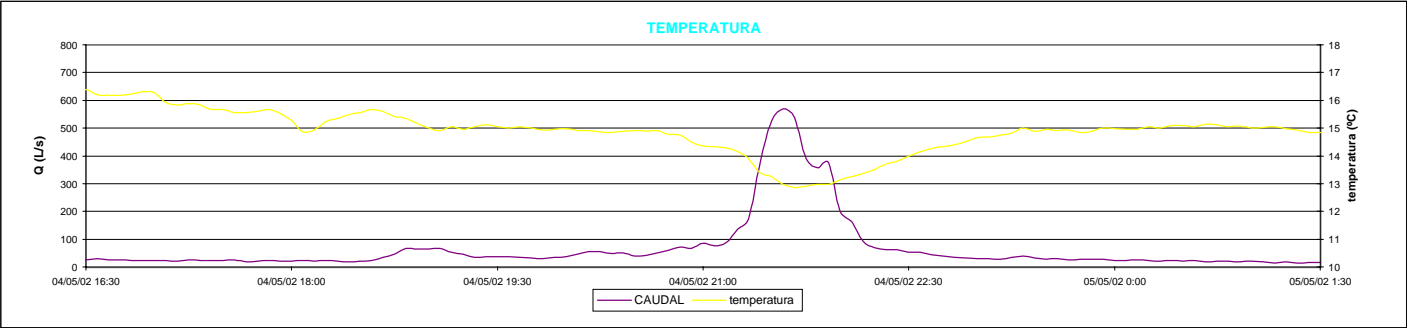
| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| CUENCA | |
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

| | |
|---|----------------|
| LLUVIA | |
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 4.8 |
| Día y hora de inicio | 04/05/02 19:44 |
| Día y hora de finalización | 04/05/02 22:03 |
| Duración (horas) | 2.32 |
| Intensidad media | 2.07 |
| Hora de máxima precipitación | 21:30 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 1 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 04/05/02 21:13 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 04/05/02 22:10 |

| | |
|---|--------|
| VOLÚMENES DEL SUCEO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³) | |
| Volumen total | 1333.1 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 109.2 |
| Volumen asignado a escorrentía | 1223.9 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 91.8 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

| | | | |
|---|---------|-------------|--------|
| CAUDALES DEL SUCEO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s) | | | |
| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
| Máximo | 568.4 | 501.9 | - |
| Mínimo | 52.1 | 52.1 | - |
| Media | 237.9 | 237.9 | - |
| Máximo/Media | 2.4 | 2.1 | - |





PARAMETROS

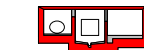
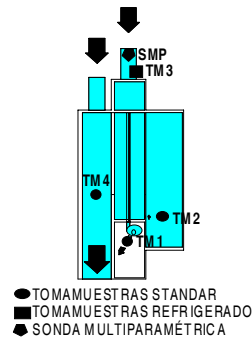
SUCESO

| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | mayo |
| Tipo de suceso | tipo A |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 04/05/02 21:15 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 04/05/02 23:22 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 24 |
| Nº de muestras analizadas | 24 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 9 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 04/05/02 21:12 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 04/05/02 22:32 |

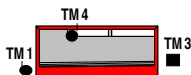
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | 7.3 | 6.5 | 6.9 |
| Conductividad (µS/cm) | 1310 | 91 | 415 |
| Temperatura (°C) | 15.0 | 12.9 | 13.9 |

MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN



SECCIÓN TRANSVERSAL

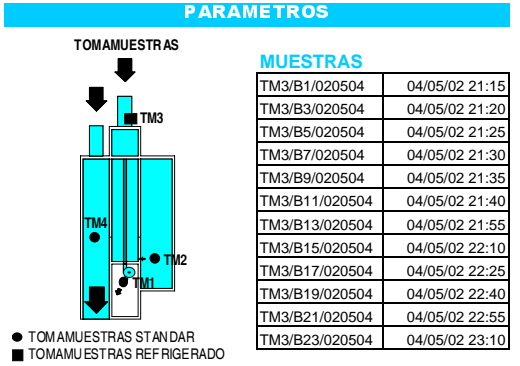
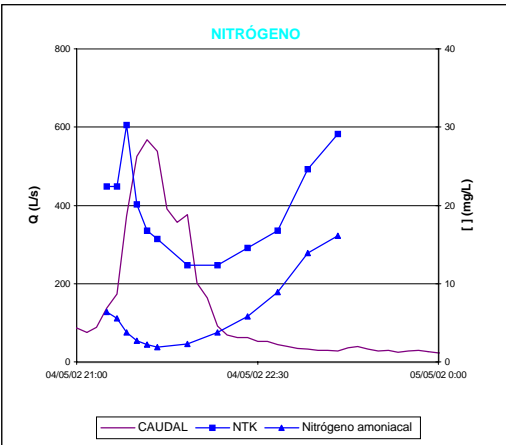
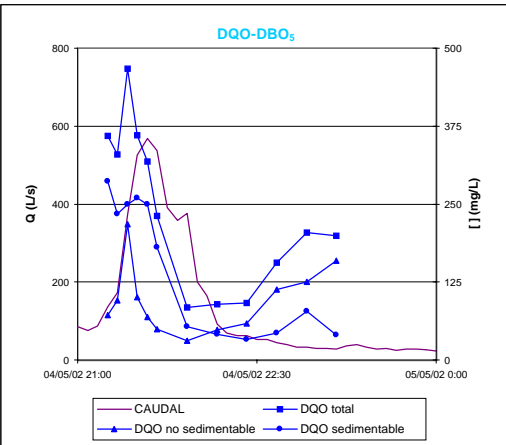
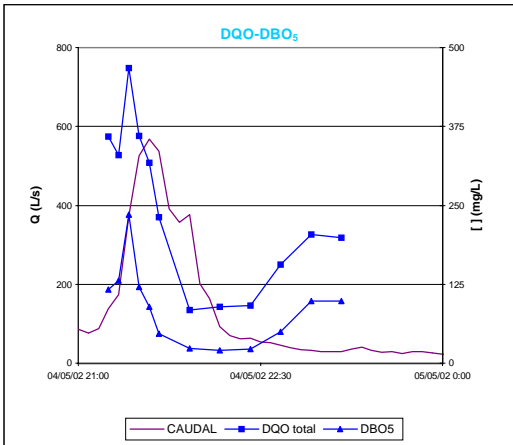
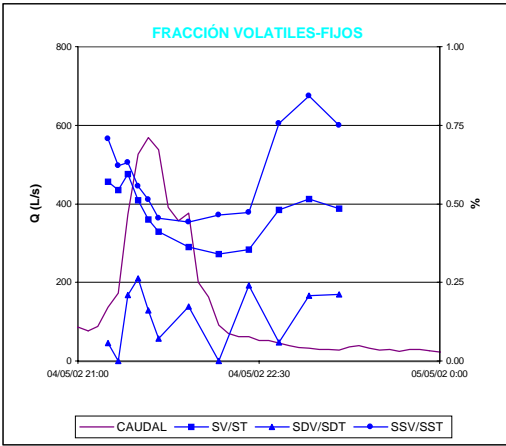
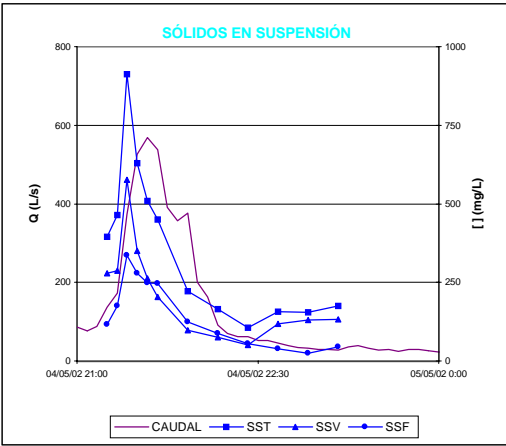
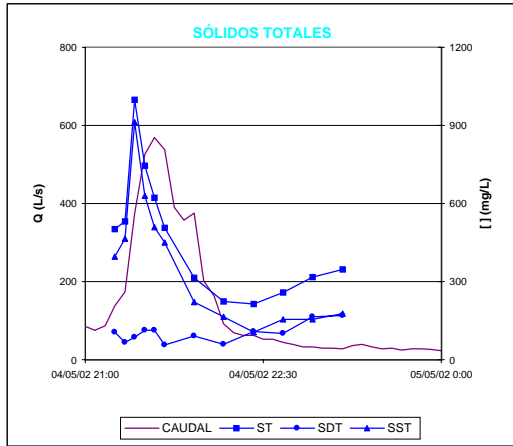
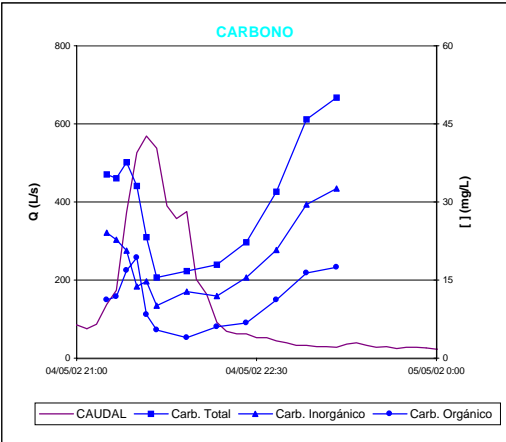
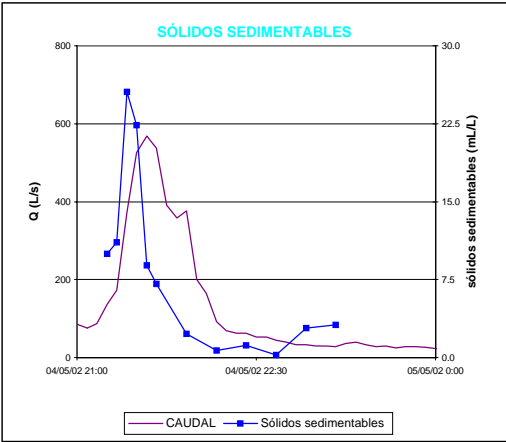
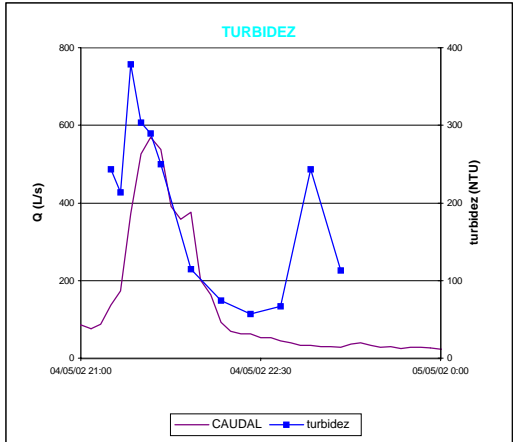


SECCIÓN LONGITUDINAL CÁMARA CENTRAL

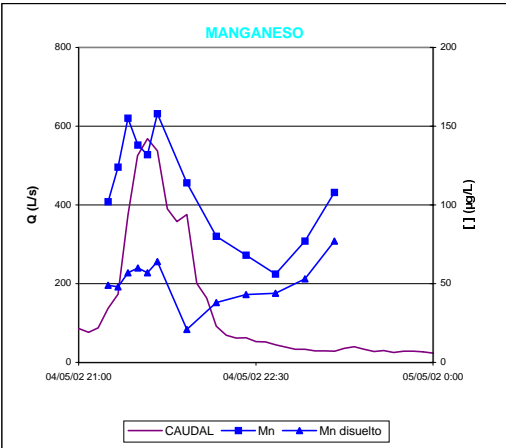
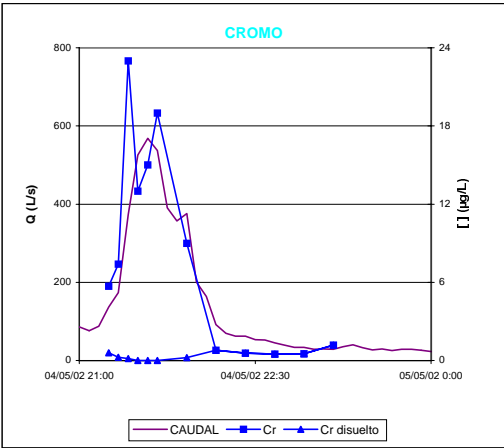
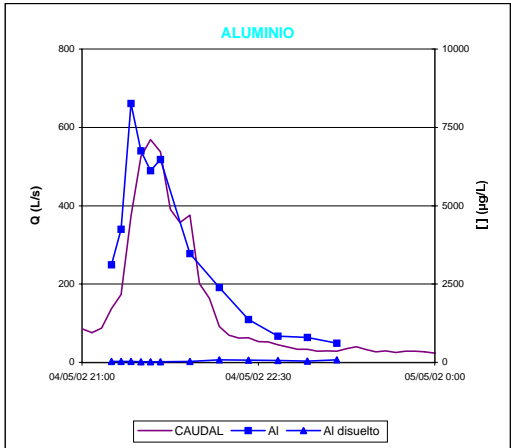


SECCIÓN LONGITUDINAL DEPÓSITO PRIMER LAVADO

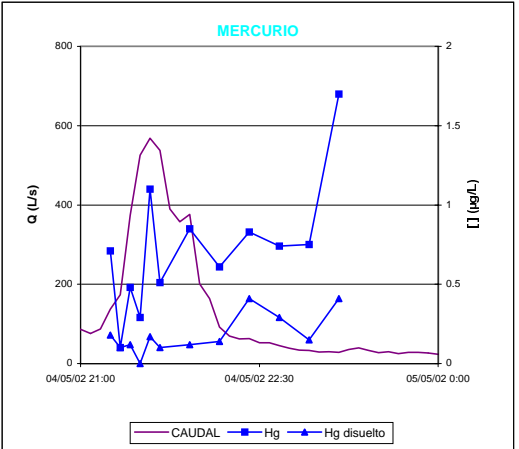
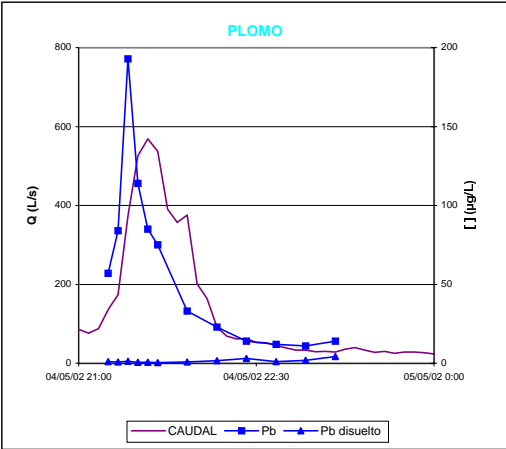
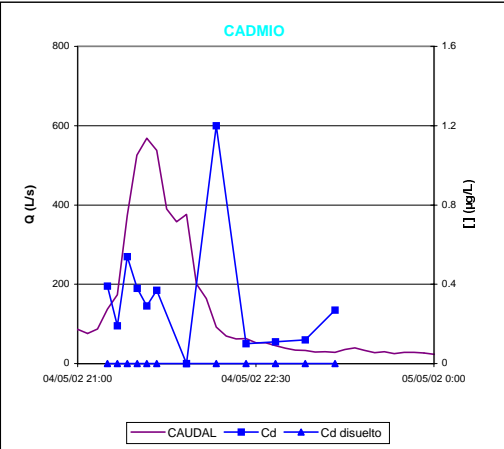
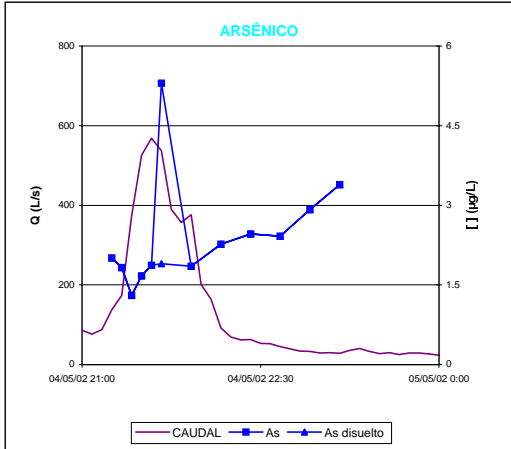
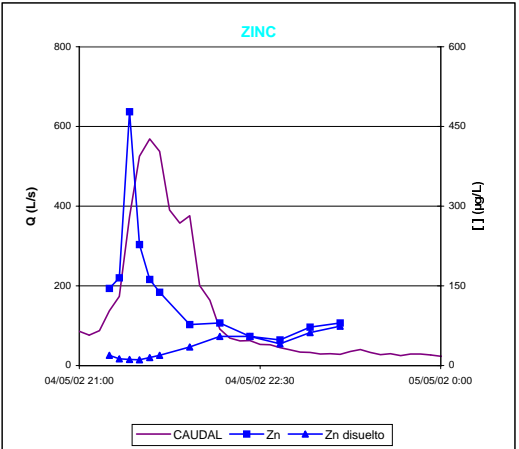
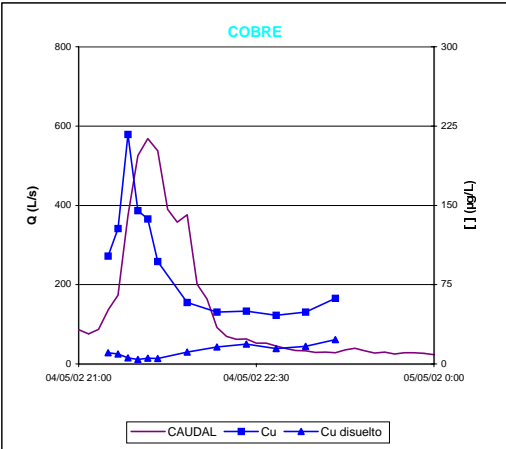
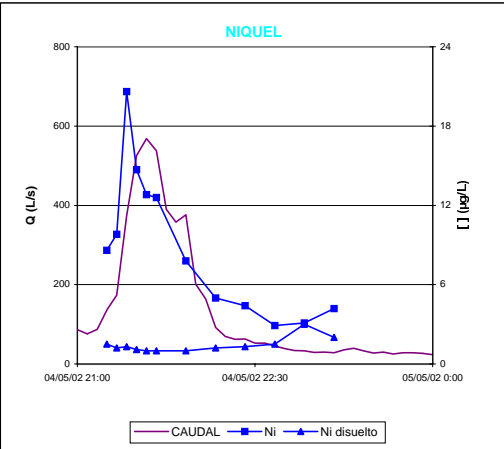
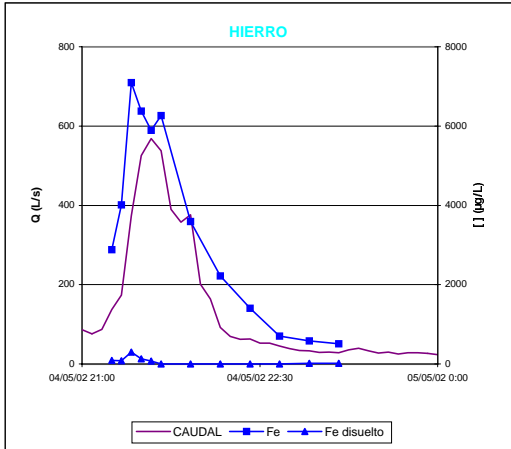
- TOMAMUESTRAS STANDAR
- TOMAMUESTRAS REFRIGERADO
- Sonda MULTIPARAMÉTRICA

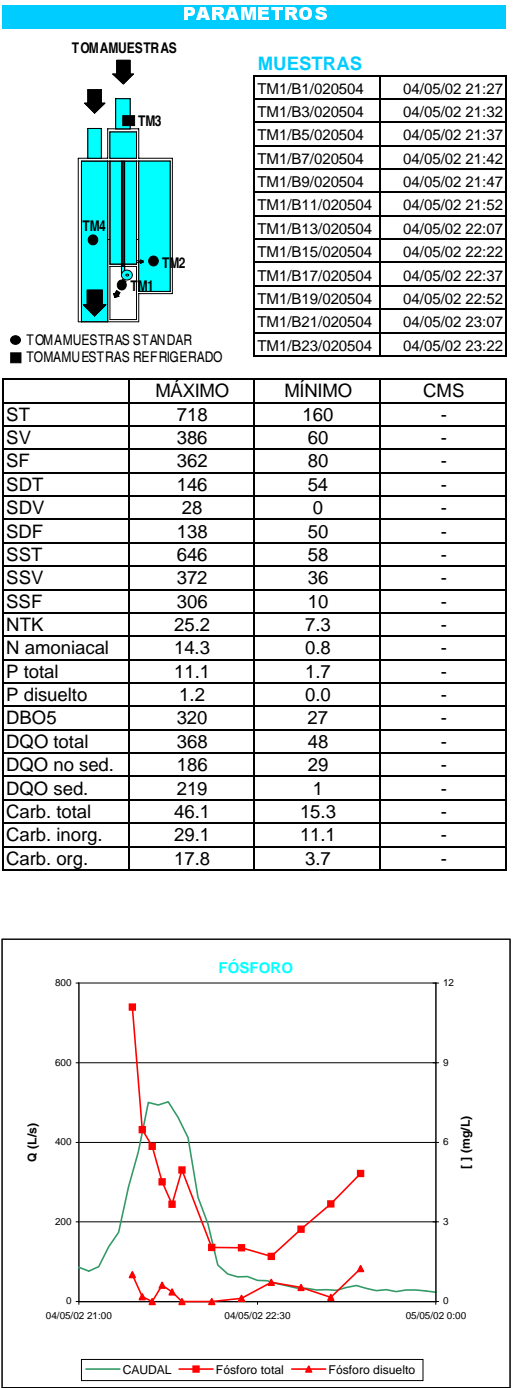
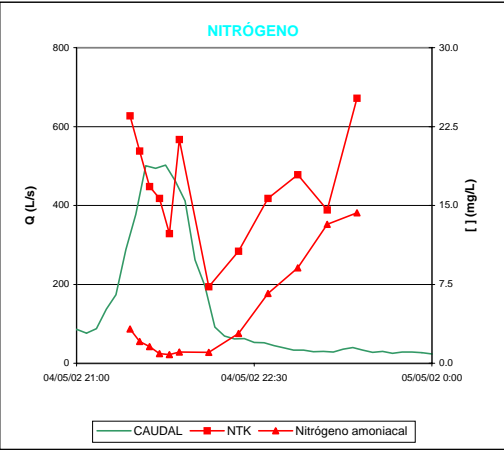
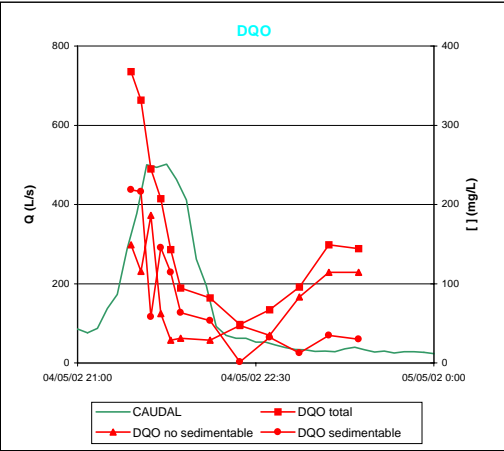
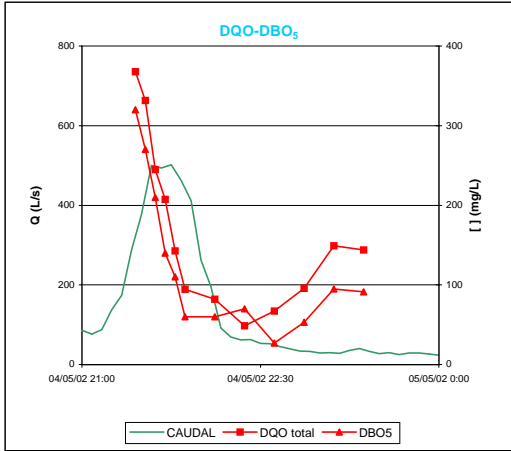
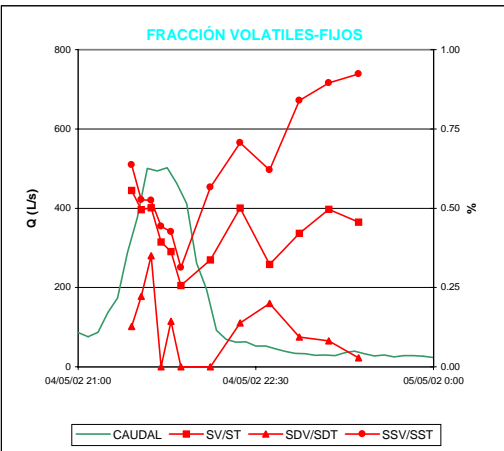
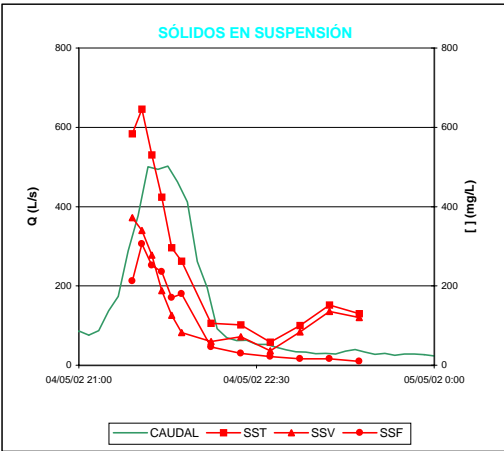
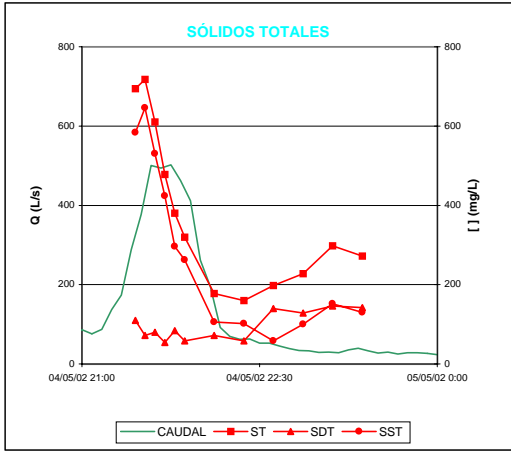
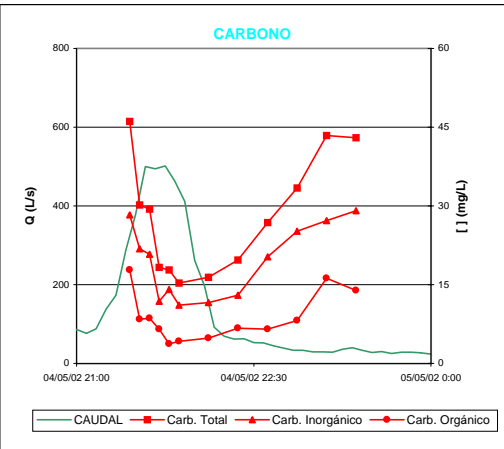
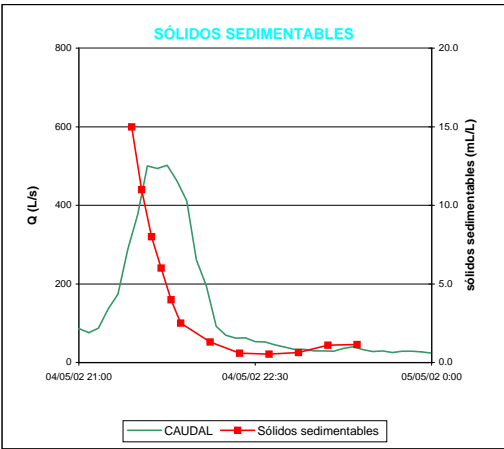
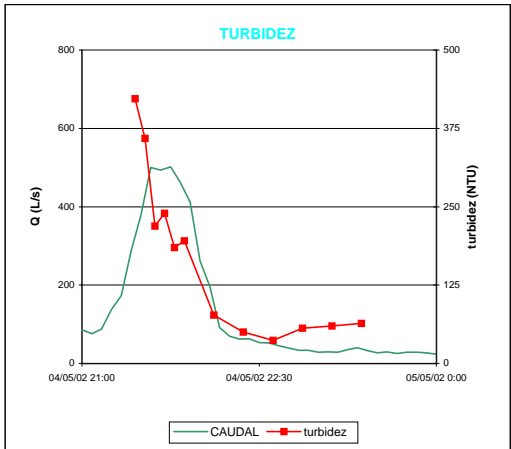


| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|------|
| ST | 998 | 214 | 513 |
| SV | 594 | 76 | 238 |
| SF | 404 | 134 | 275 |
| SDT | 170 | 56 | 86 |
| SDV | 36 | 0 | 14 |
| SDF | 134 | 52 | 72 |
| SST | 912 | 106 | 427 |
| SSV | 576 | 50 | 224 |
| SSF | 336 | 24 | 202 |
| NTK | 30.2 | 12.3 | 16.9 |
| N amoniacal | 16.1 | 1.9 | 1.9 |
| P total | 15.1 | 2.3 | 7.3 |
| P disuelto | 1.3 | 0.0 | 0.1 |
| DBO5 | 235 | 20 | 73 |
| DQO total | 467 | 85 | 233 |
| DQO no sed. | 217 | 31 | 70 |
| DQO sed. | 287 | 33 | 163 |
| Carb. total | 50.0 | 15.5 | 22.5 |
| Carb. inorg. | 32.6 | 10.1 | 14.0 |
| Carb. org. | 19.3 | 3.9 | 8.5 |



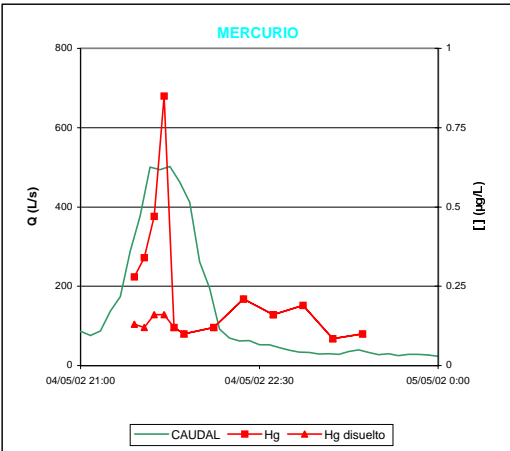
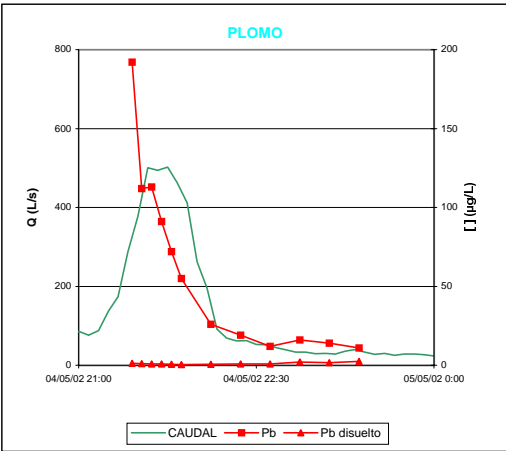
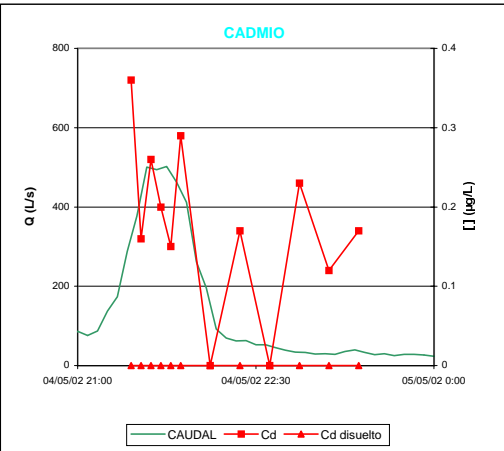
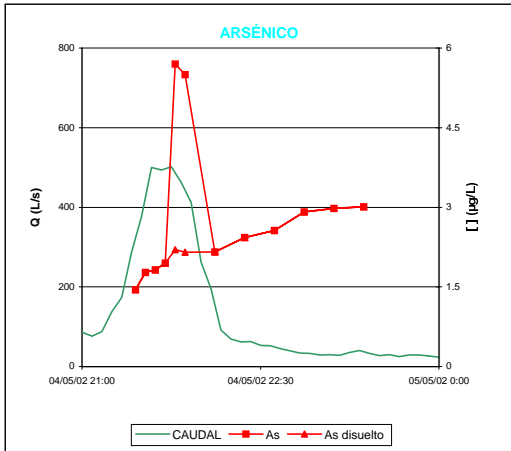
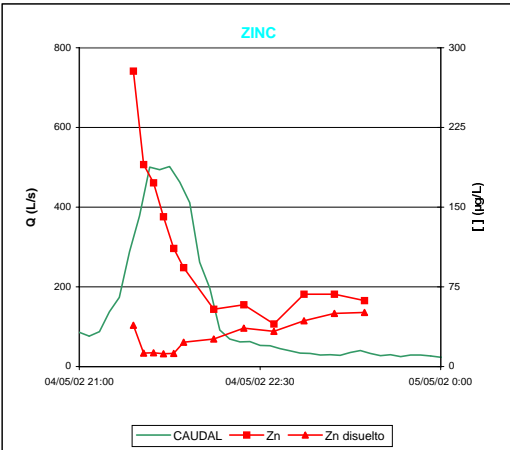
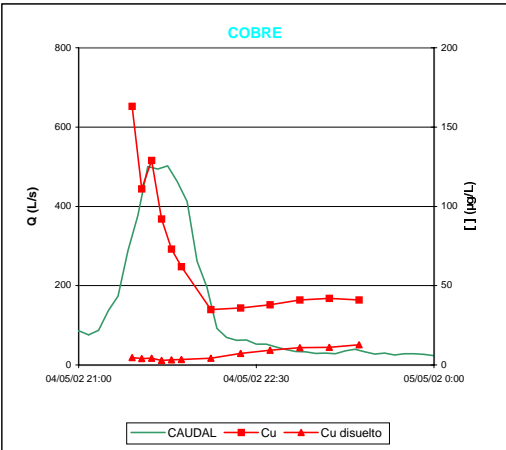
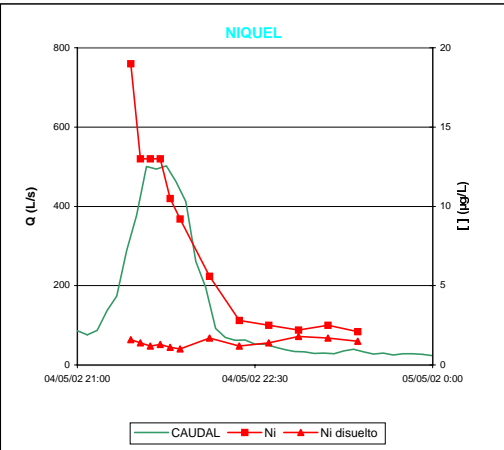
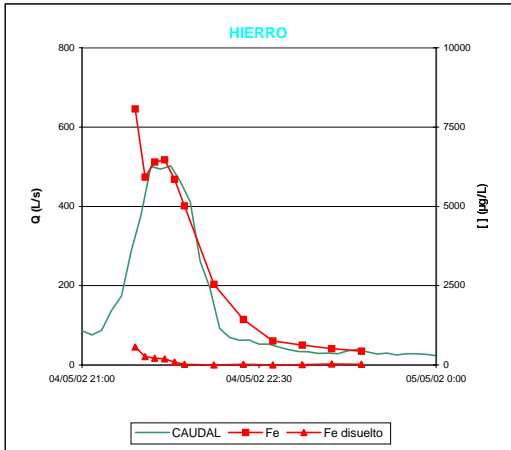
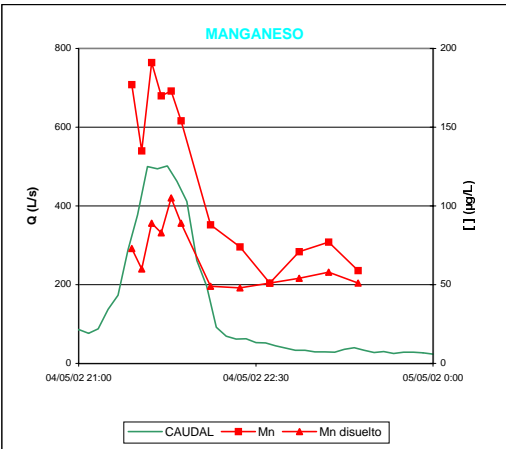
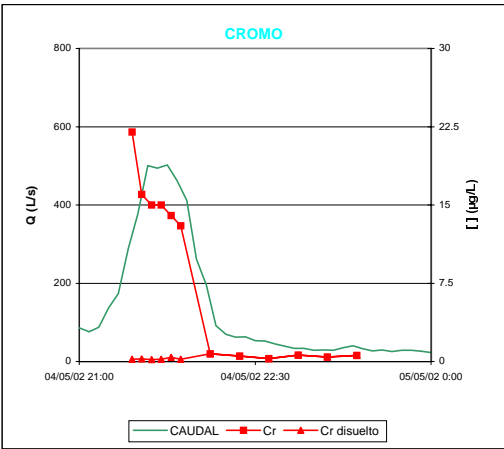
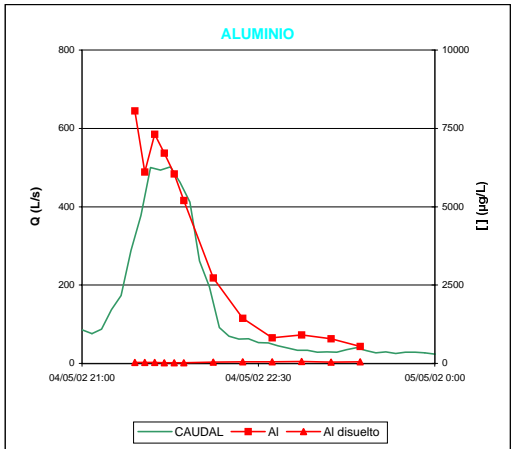
| | | MÁXIMO | | MÍNIMO | | CMS | |
|----|----------|--------|--------|--------|--------|------|--------|
| Al | (Al dis) | 8261 | (78.4) | 613 | (18.5) | 5192 | (29.8) |
| Cr | (Cr dis) | 23.0 | (1.18) | 0.48 | (0.00) | 12.8 | (0.17) |
| Mn | (Mn dis) | 158 | (77.0) | 56.0 | (21.0) | 129 | (47.5) |
| Fe | (Fe dis) | 7096 | (297) | 509 | (0.00) | 4973 | (56.0) |
| Ni | (Ni dis) | 20.6 | (3.00) | 2.90 | (1.00) | 11.3 | (1.09) |
| Cu | (Cu dis) | 217 | (23.0) | 46.0 | (4.10) | 104 | (8.26) |
| Zn | (Zn dis) | 478 | (74.0) | 48.0 | (10.9) | 159 | (24.6) |
| As | (As dis) | 5.30 | (3.39) | 1.30 | (1.30) | 2.68 | (1.85) |
| Cd | (Cd dis) | 1.20 | (0.00) | 0.00 | (0.00) | 0.31 | (0.00) |
| Pb | (Pb dis) | 193 | (4.20) | 11.0 | (0.44) | 74.1 | (0.84) |
| Hg | (Hg dis) | 1.70 | (0.41) | 0.10 | (0.00) | 0.65 | (0.12) |

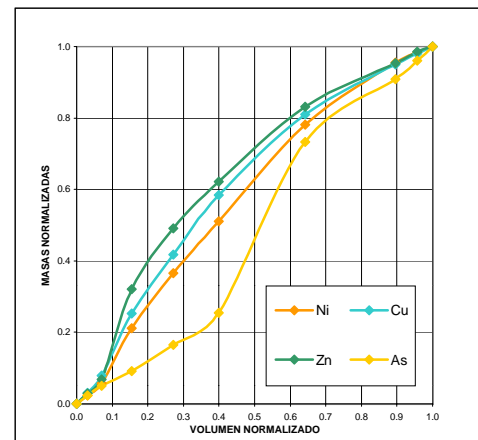
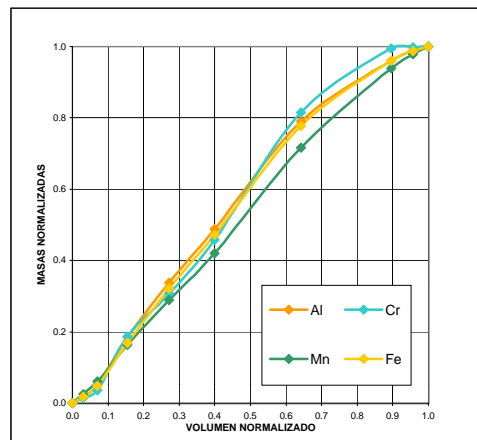
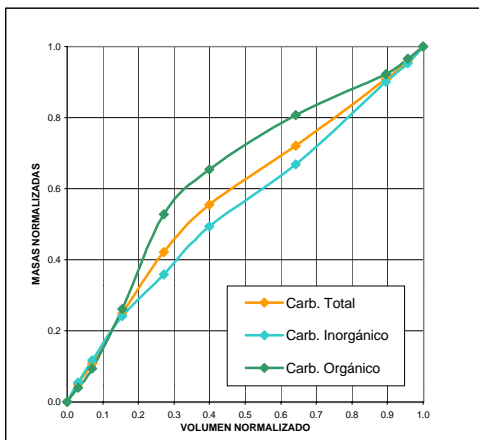
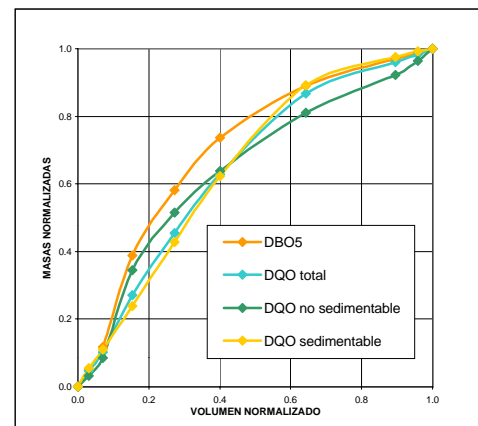
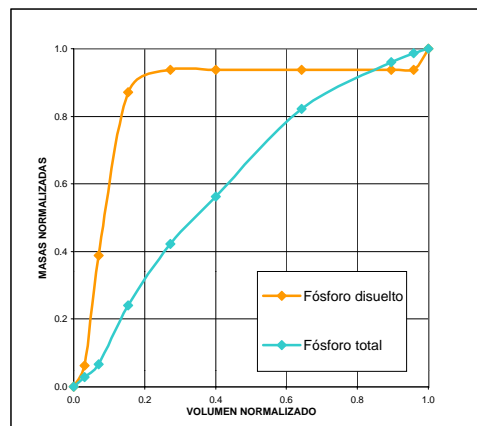
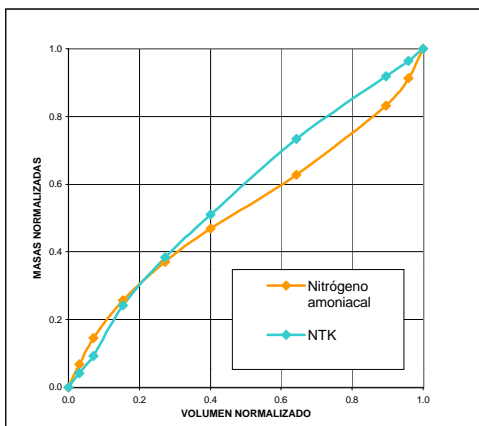
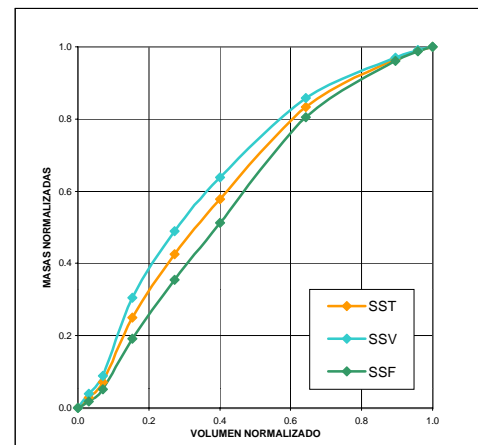
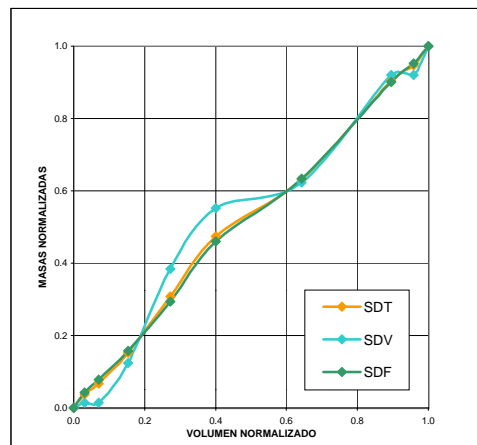
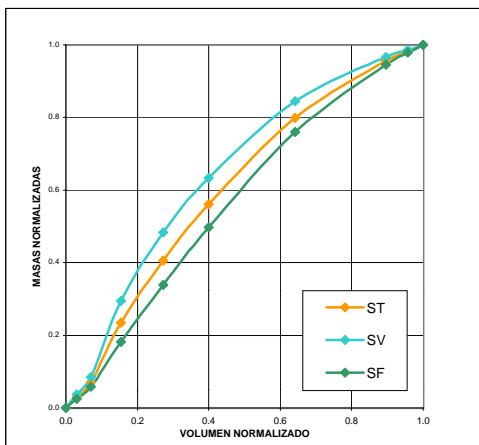




PARAMETROS

| | MÁXIMO | MINIMO | CMS |
|-------------|-------------|-------------|-----|
| Al (Al dis) | 8055 (65.2) | 540 (19.7) | - |
| Cr (Cr dis) | 22.0 (0.74) | 0.28 (0.19) | - |
| Mn (Mn dis) | 191 (105) | 51.0 (48.0) | - |
| Fe (Fe dis) | 8071 (569) | 432 (0.00) | - |
| Ni (Ni dis) | 19.0 (1.80) | 2.10 (1.00) | - |
| Cu (Cu dis) | 163 (12.8) | 35.0 (2.90) | - |
| Zn (Zn dis) | 278 (51.0) | 40.0 (12.1) | - |
| As (As dis) | 5.70 (3.01) | 1.45 (1.45) | - |
| Cd (Cd dis) | 0.36 (0.00) | 0.00 (0.00) | - |
| Pb (Pb dis) | 192 (2.34) | 11.0 (0.48) | - |
| Hg (Hg dis) | 0.85 (0.21) | 0.09 (0.09) | - |





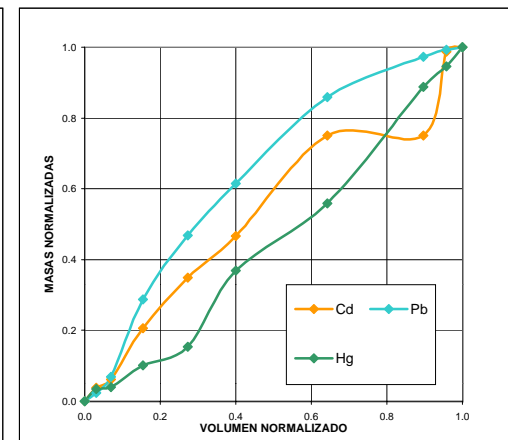
PARAMETROS

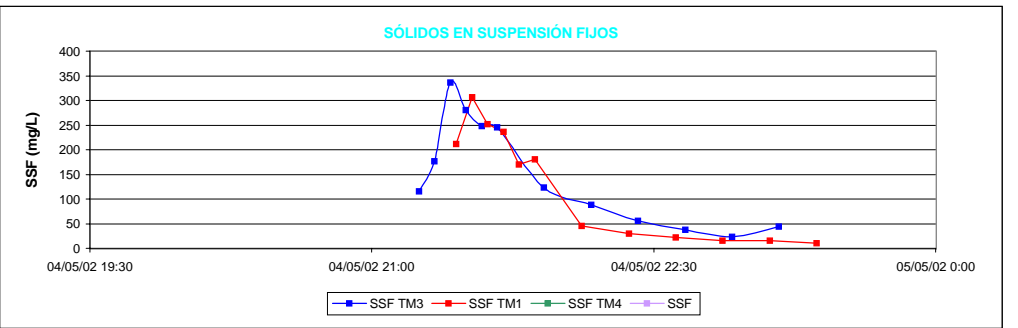
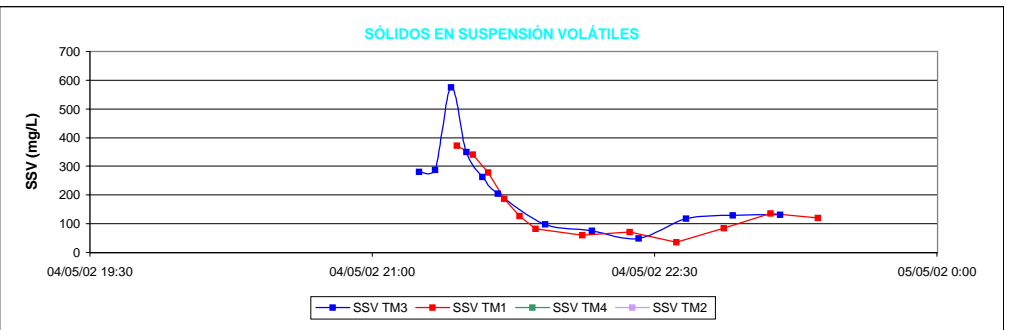
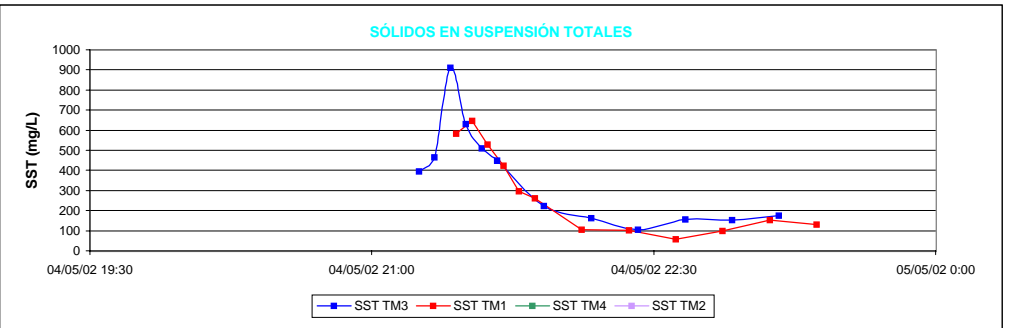
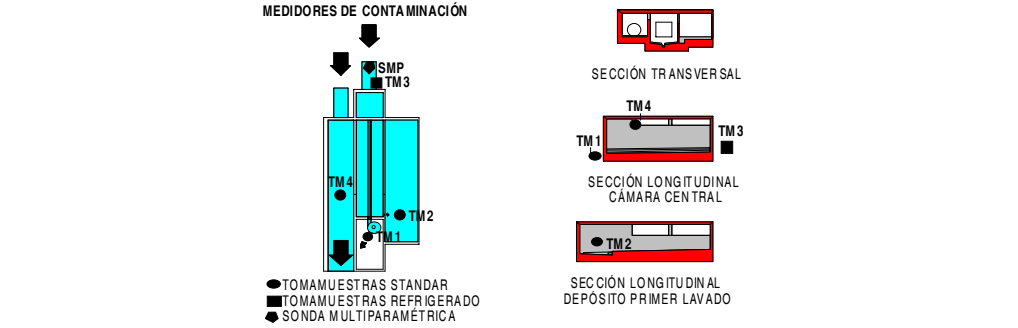
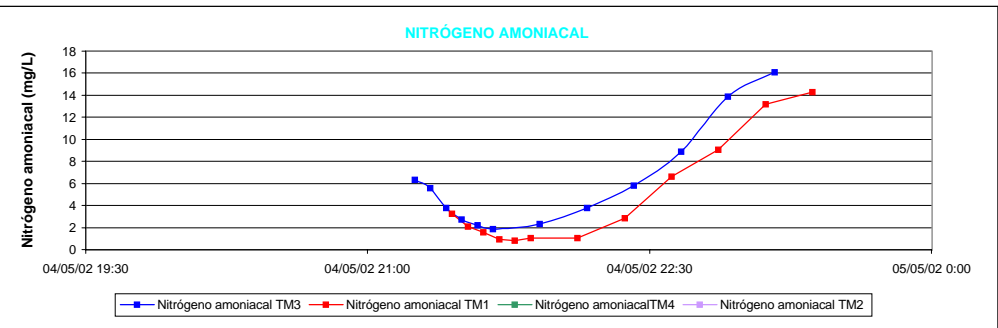
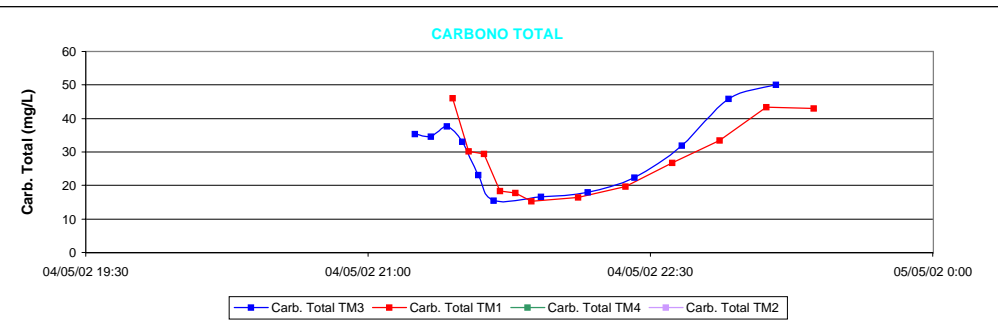
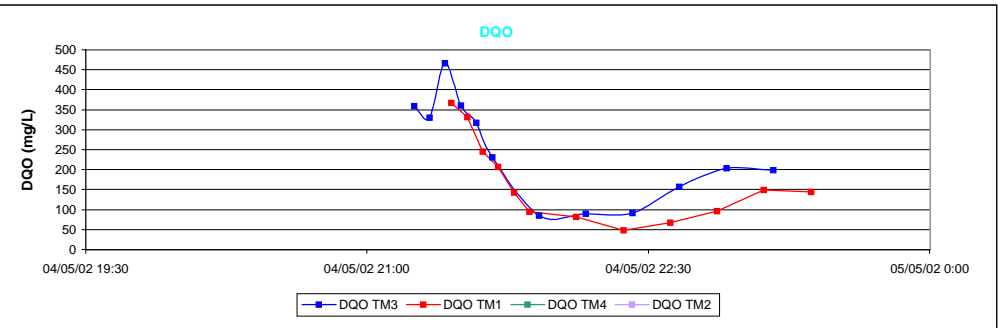
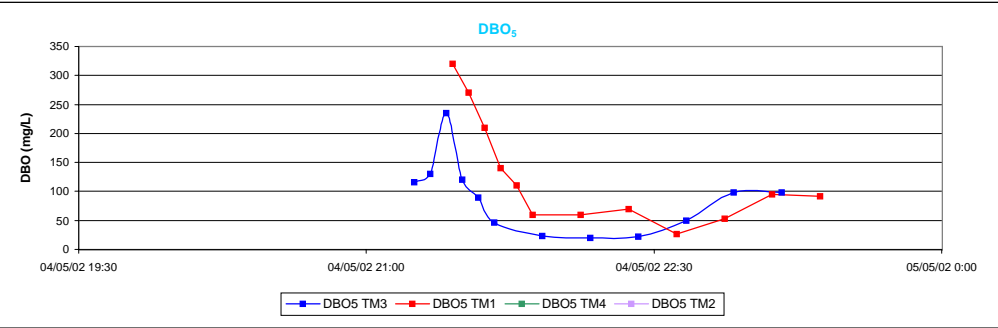
MASAS (KG)

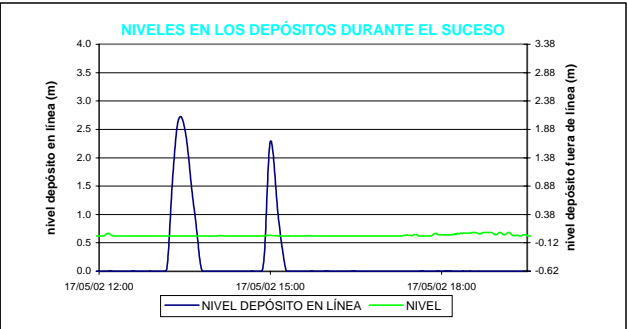
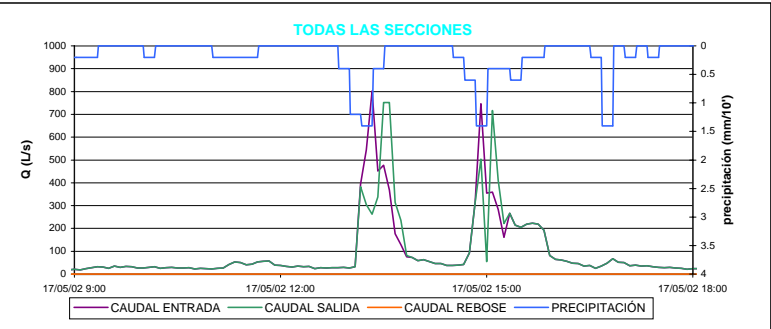
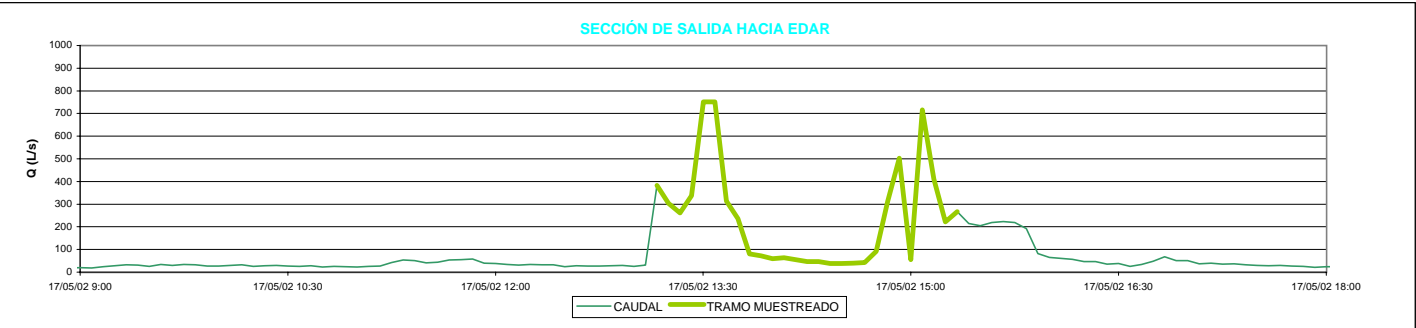
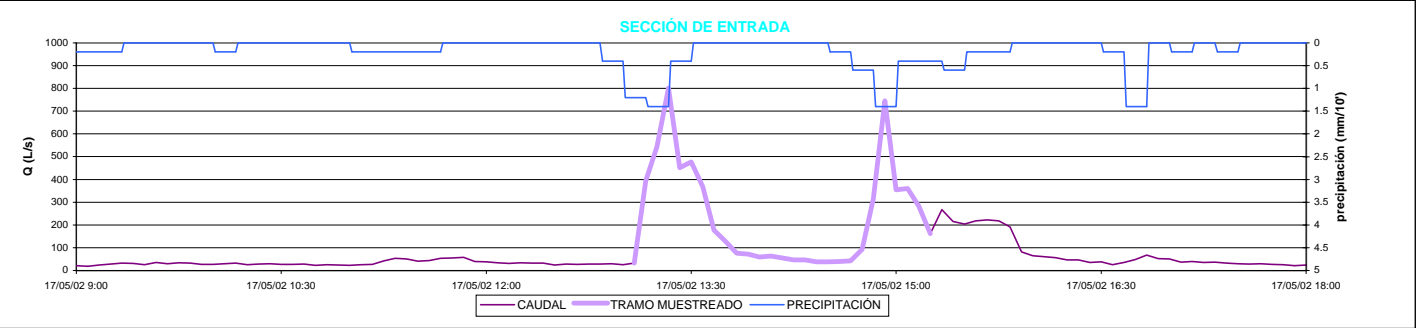
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.72 | 683.38 | 644.62 | 38.77 | 94.33 | 8.06 |
| SV | 0.63 | 317.17 | 302.38 | 14.79 | 95.34 | 3.78 |
| SF | 0.82 | 366.22 | 342.24 | 23.98 | 93.45 | 4.28 |
| SDT | 0.93 | 114.73 | 85.18 | 29.55 | 74.24 | 1.06 |
| SDV | 0.88 | 18.23 | 7.23 | 11.00 | 39.67 | 0.09 |
| SDF | 0.94 | 96.50 | 77.94 | 18.55 | 80.77 | 0.97 |
| SST | 0.69 | 568.65 | 559.44 | 9.21 | 98.38 | 6.99 |
| SSV | 0.61 | 298.94 | 295.15 | 3.79 | 98.73 | 3.69 |
| SSF | 0.79 | 269.72 | 264.29 | 5.43 | 97.99 | 3.30 |
| NTK | 0.76 | 22.58 | 17.72 | 4.86 | 78.48 | 0.22 |
| N amoniacal | 0.81 | 3.80 | 1.23 | 2.57 | 32.34 | 0.02 |
| P total | 0.71 | 9.75 | 9.20 | 0.55 | 94.39 | 0.12 |
| P disuelto | 0.26 | 0.18 | 0.00 | 0.18 | 2.66 | 0.00 |
| DBO5 | 0.52 | 97.96 | 75.71 | 22.26 | 77.28 | 0.95 |
| DQO total | 0.63 | 310.85 | 268.23 | 42.62 | 86.29 | 3.35 |
| DQO no sed. | 0.61 | 93.64 | 63.96 | 29.68 | 68.31 | 0.80 |
| DQO sed. | 0.65 | 217.21 | 204.27 | 12.94 | 94.04 | 2.55 |
| Carb. total | 0.72 | 30.02 | 22.60 | 7.41 | 75.30 | 0.28 |
| Carb. inorg. | 0.80 | 18.64 | 14.27 | 4.37 | 76.57 | 0.18 |
| Carb. org. | 0.62 | 11.38 | 8.34 | 3.05 | 73.23 | 0.10 |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| Al | 0.82 | 6922.13 | 6768.74 | 153.39 | 97.78 | 84.61 |
| Cr | 0.84 | 17.07 | 17.07 | 0.00 | 100.00 | 0.21 |
| Mn | 0.93 | 172.24 | 162.55 | 9.69 | 94.37 | 2.03 |
| Fe | 0.85 | 6629.92 | 6576.46 | 53.46 | 99.19 | 82.21 |
| Ni | 0.78 | 15.04 | 14.65 | 0.38 | 97.44 | 0.18 |
| Cu | 0.70 | 139.16 | 133.53 | 5.63 | 95.95 | 1.67 |
| Zn | 0.63 | 211.94 | 202.63 | 9.31 | 95.61 | 2.53 |
| As | 1.19 | 3.57 | 3.57 | 0.00 | 100.00 | 0.04 |
| Cd | 0.85 | 0.42 | 0.41 | 0.01 | 96.59 | 0.01 |
| Pb | 0.64 | 98.85 | 95.73 | 3.12 | 96.84 | 1.20 |
| Hg | 1.24 | 0.87 | 0.87 | 0.00 | 100.00 | 0.01 |







PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

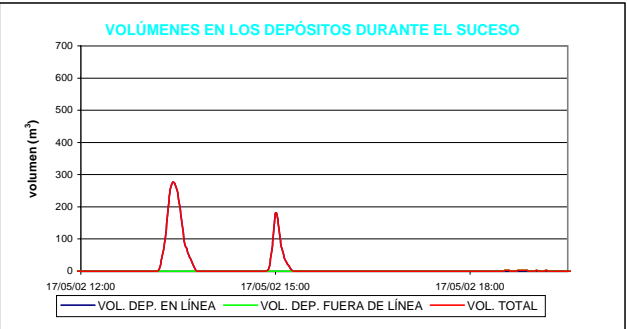
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 3.4 |
| Día y hora de inicio | 17/05/02 12:53 |
| Día y hora de finalización | 17/05/02 13:29 |
| Duración (horas) | 0.60 |
| Intensidad media | 5.67 |
| Hora de máxima precipitación | 13:20 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 1.4 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 17/05/02 13:07 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 17/05/02 13:47 |

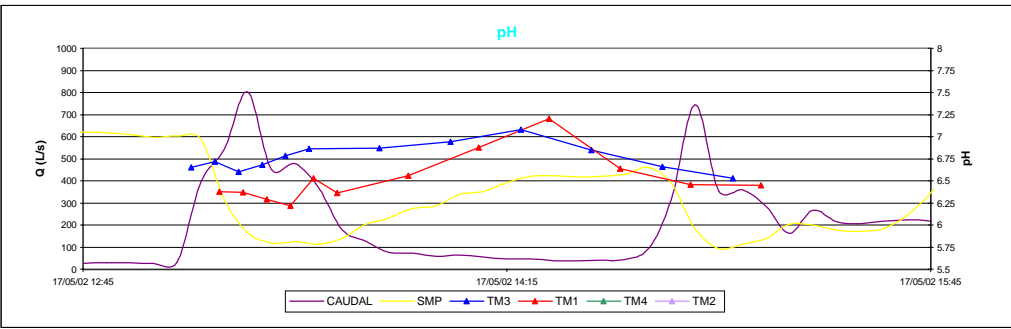
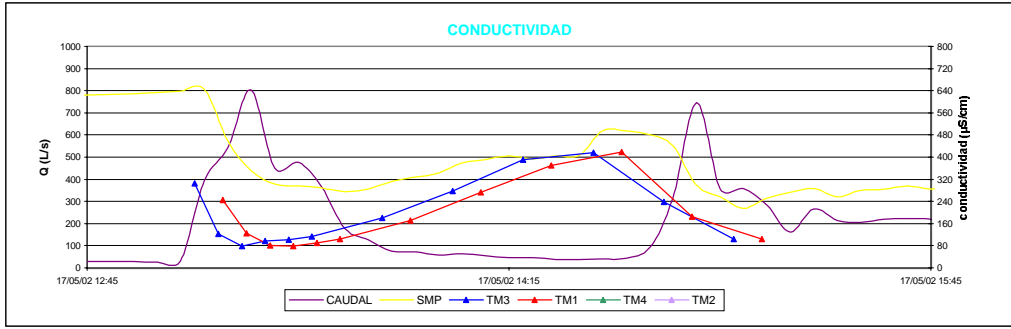
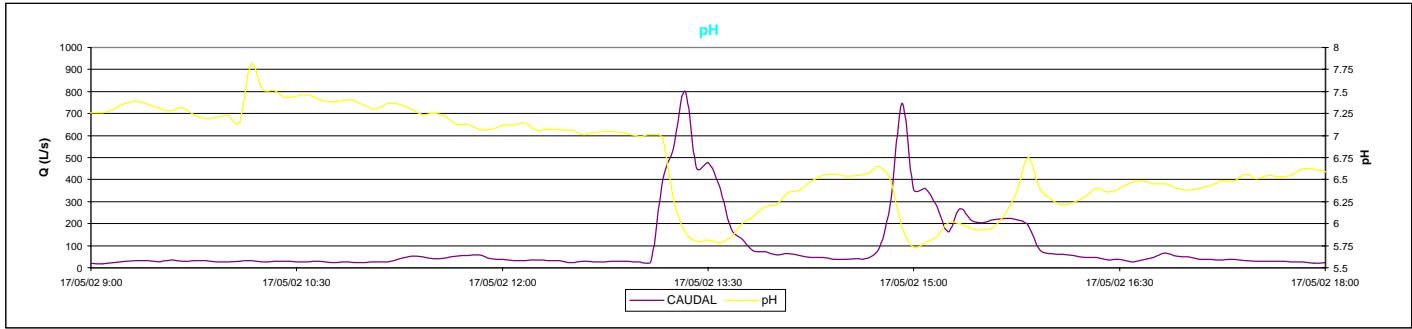
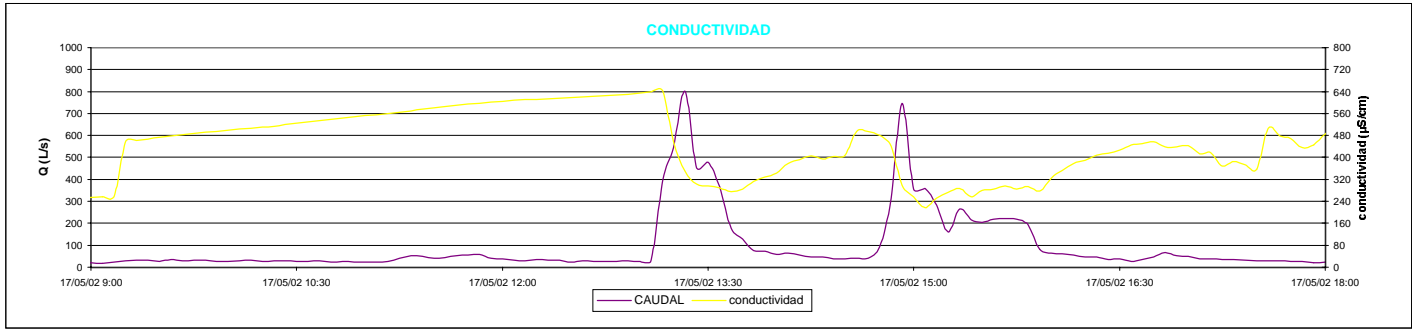
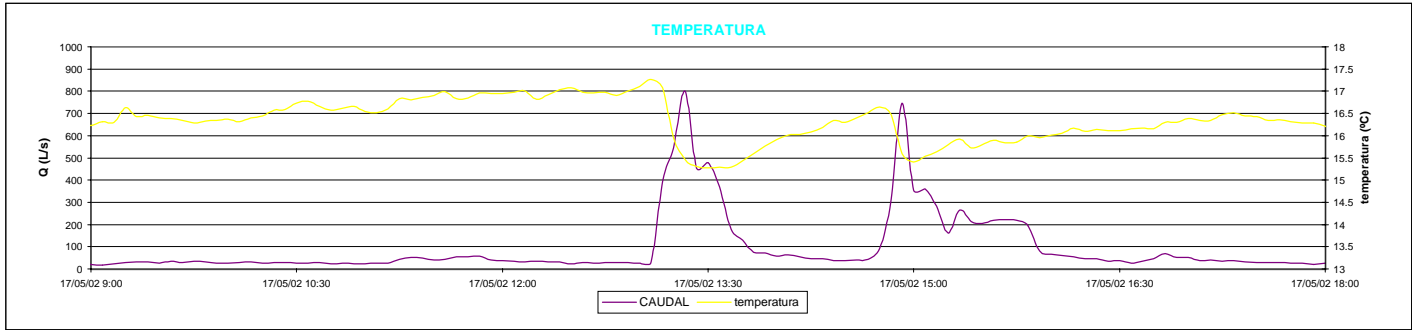
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|--------|
| Volumen total | 1192.4 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 128.7 |
| Volumen asignado a escorrentía | 1063.7 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 89.2 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 802.1 | 751.8 | - |
| Mínimo | 31.7 | 31.7 | - |
| Media | 225.5 | 225.5 | - |
| Máximo/Media | 3.6 | 3.3 | - |





PARAMETROS

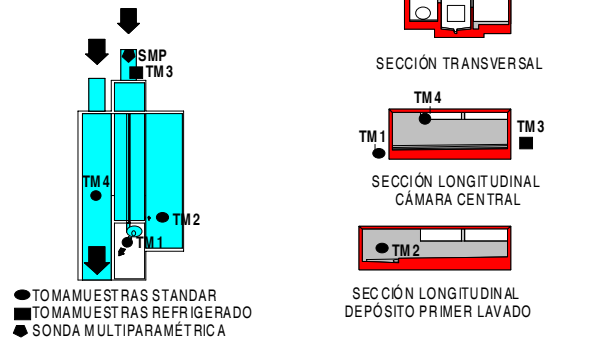
SUCESO

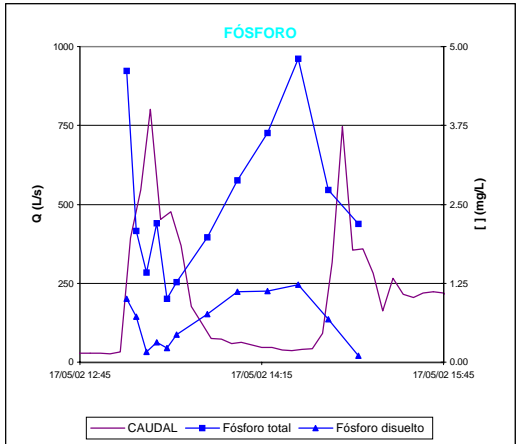
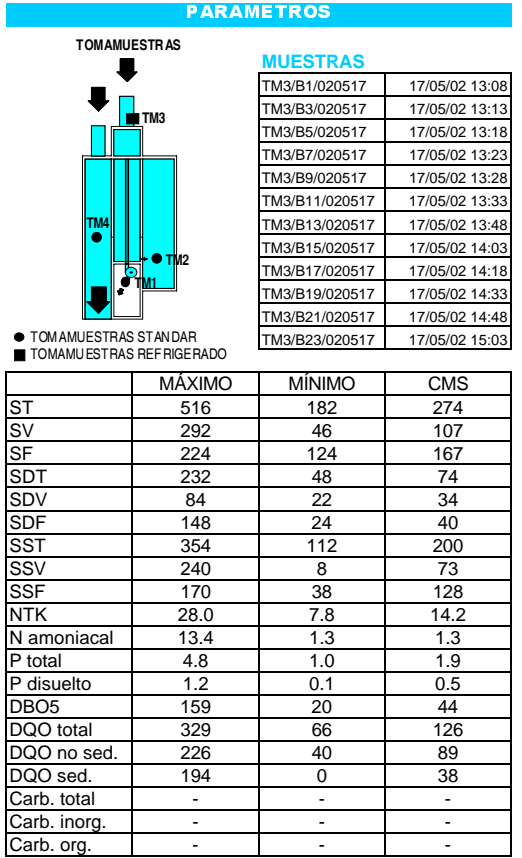
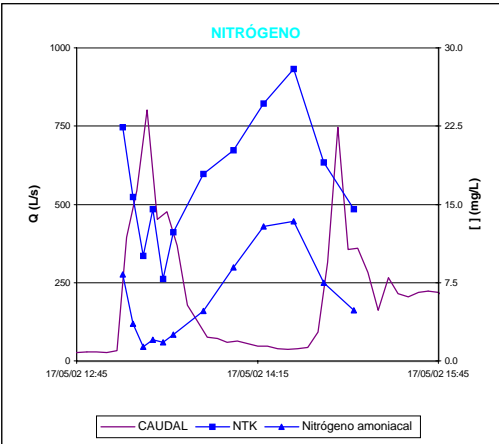
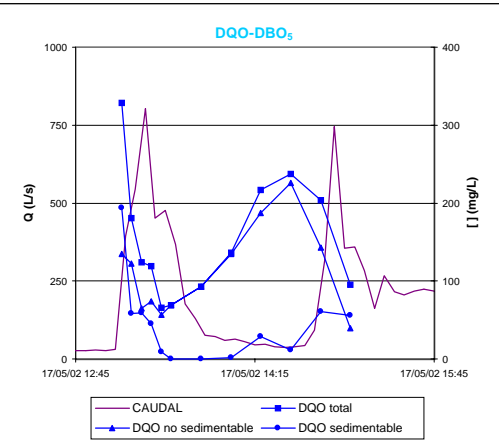
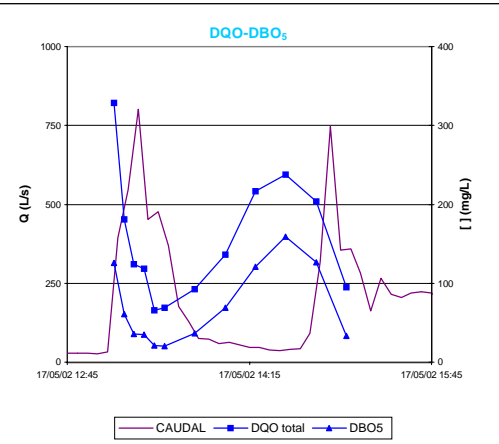
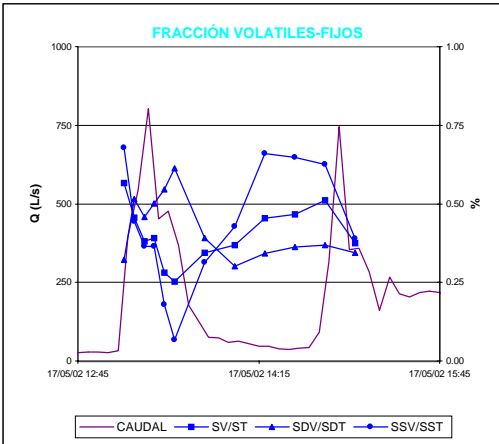
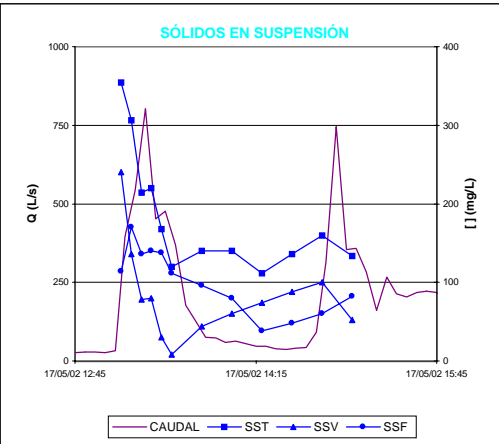
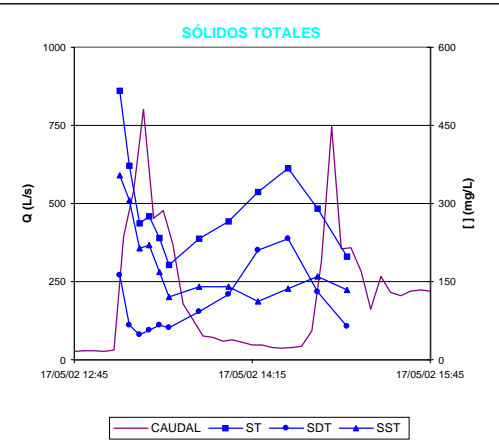
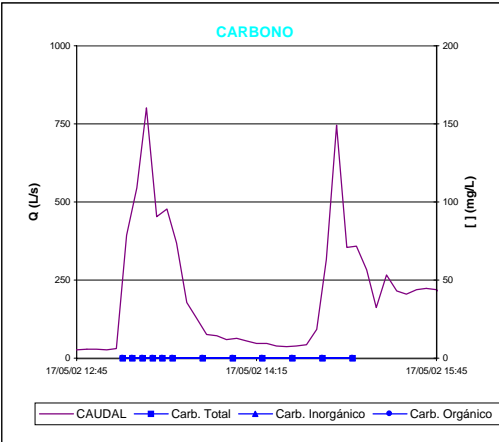
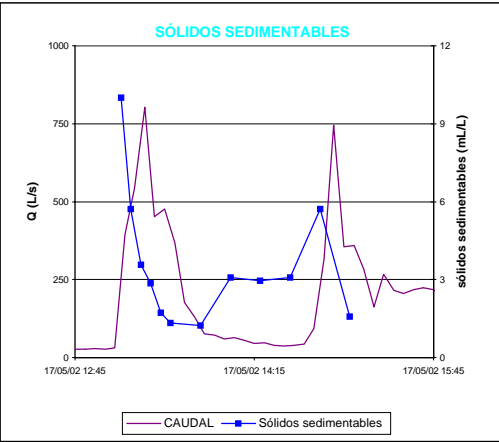
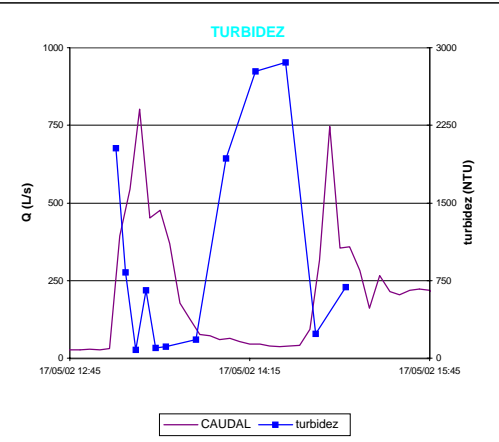
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | mayo |
| Tipo de suceso | tipo A |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 17/05/02 13:08 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 17/05/02 15:09 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 24 |
| Nº de muestras analizadas | 24 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 9 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 17/05/02 13:05 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 17/05/02 14:25 |

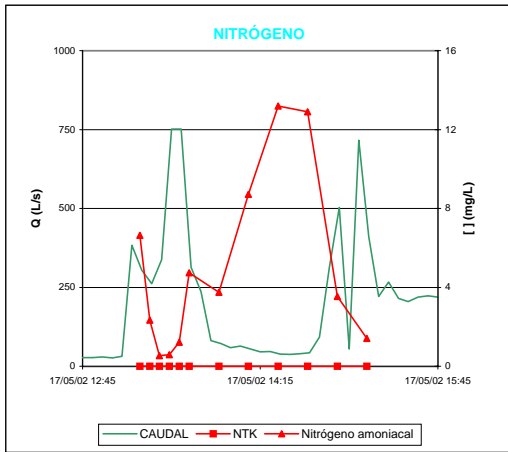
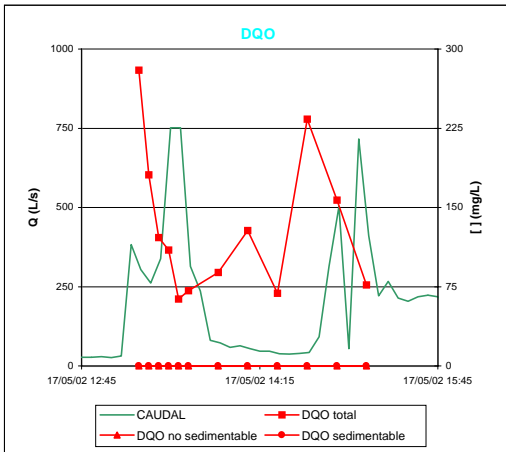
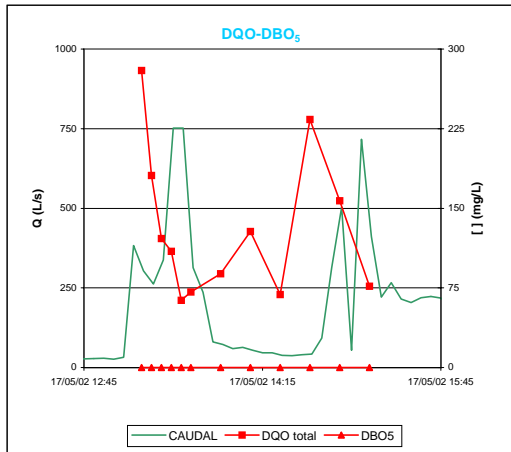
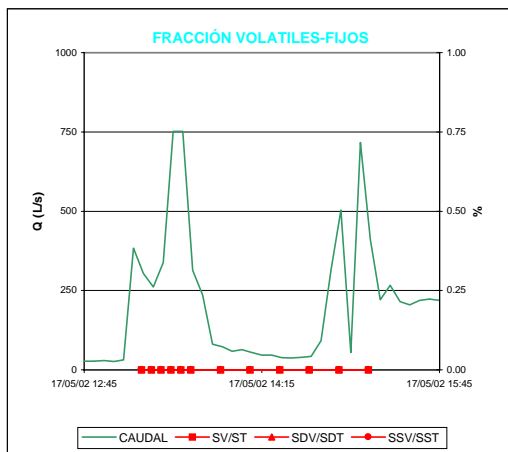
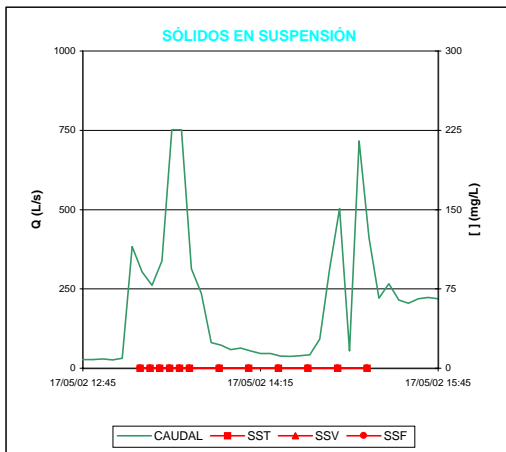
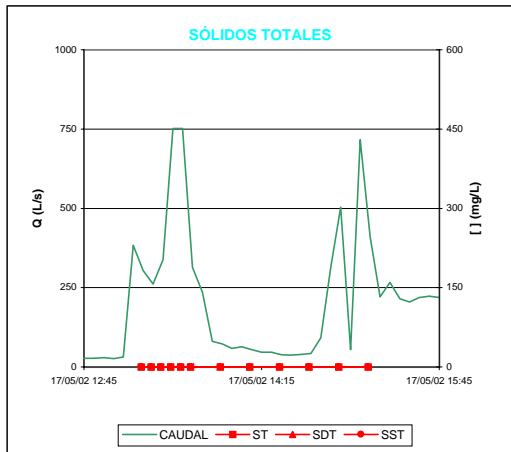
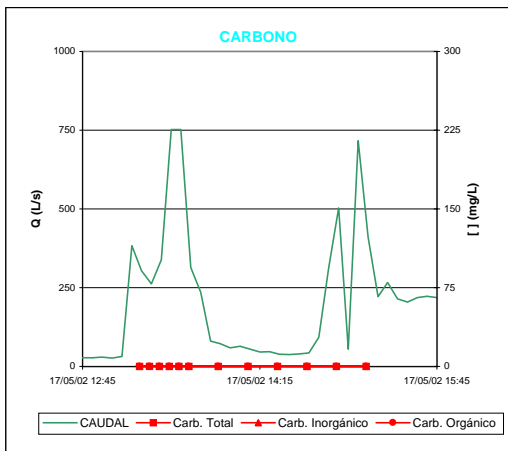
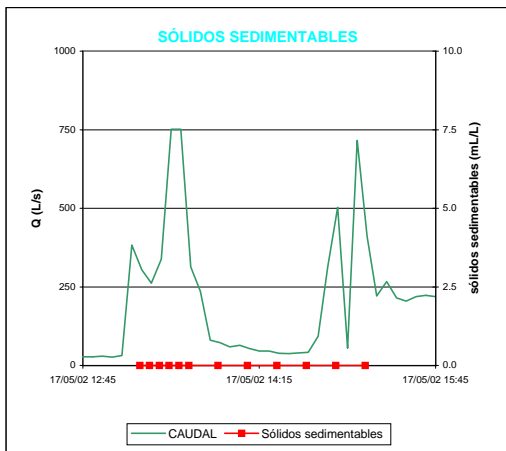
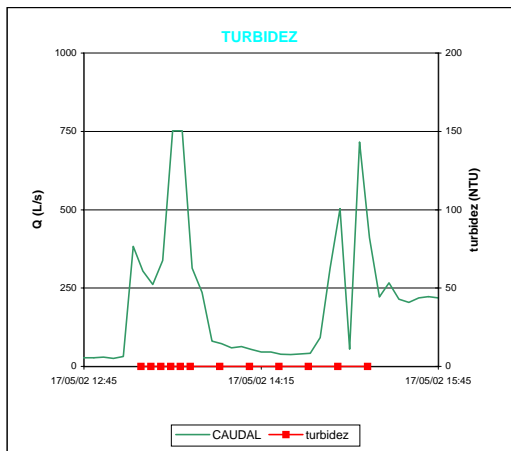
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | 7.0 | 5.7 | 6.2 |
| Conductividad (µS/cm) | 644 | 216 | 371 |
| Temperatura (°C) | 17.3 | 15.3 | 15.9 |

MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN







PARAMETROS

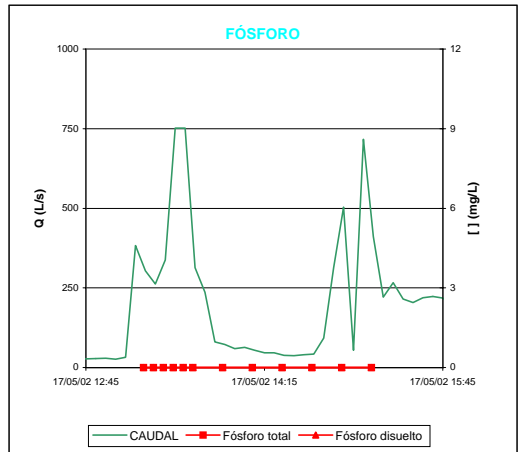
TOMAMUESTRAS

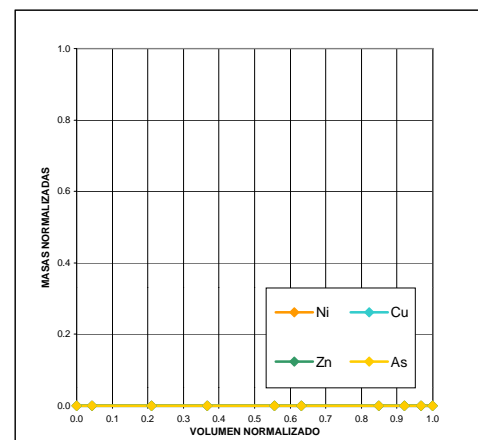
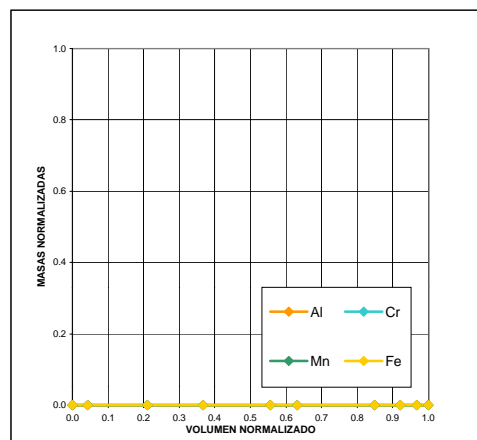
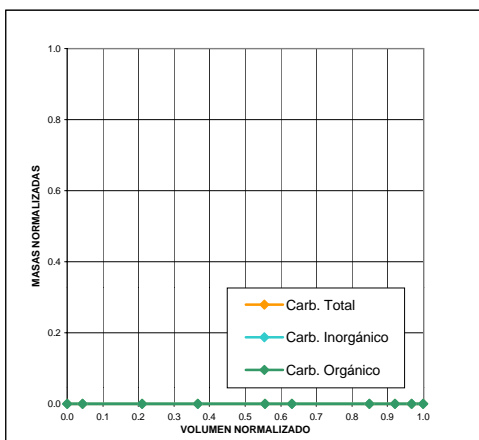
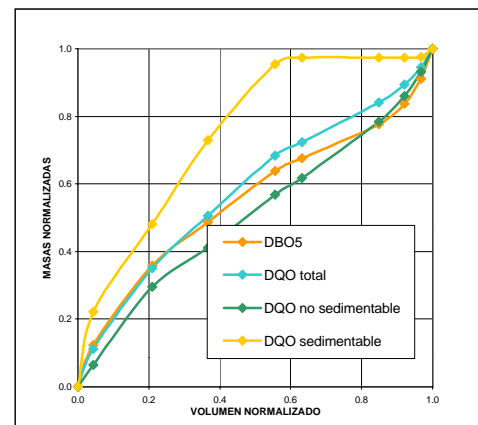
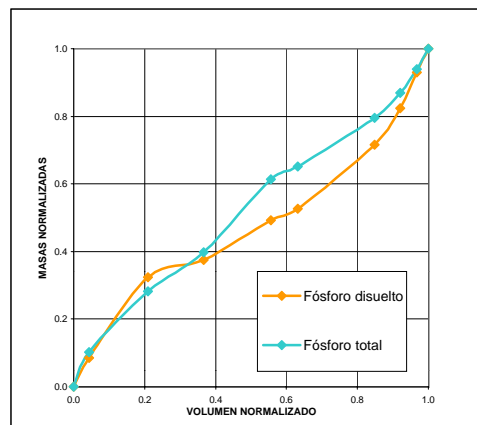
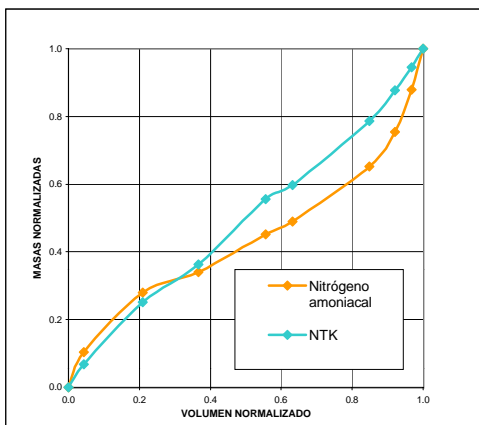
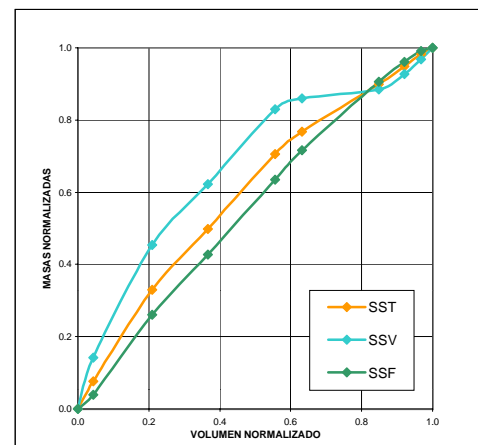
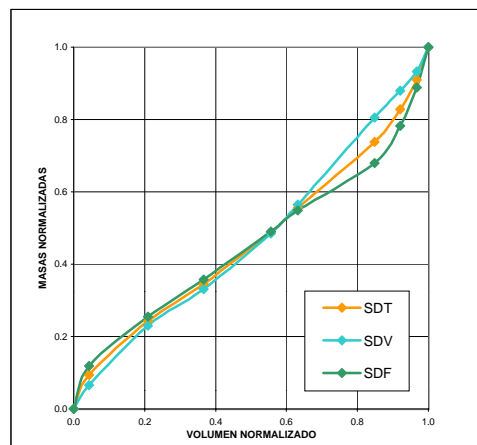
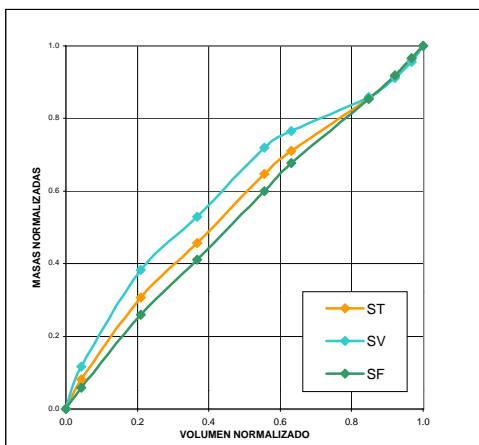
● TOMAMUESTRAS STANDAR
■ TOMAMUESTRAS REFRIGERADO

MUESTRAS

| Muestra | Fecha y Hora |
|----------------|----------------|
| TM1/B1/020517 | 17/05/02 13:14 |
| TM1/B3/020517 | 17/05/02 13:19 |
| TM1/B5/020517 | 17/05/02 13:24 |
| TM1/B7/020517 | 17/05/02 13:29 |
| TM1/B9/020517 | 17/05/02 13:34 |
| TM1/B11/020517 | 17/05/02 13:39 |
| TM1/B13/020517 | 17/05/02 13:54 |
| TM1/B15/020517 | 17/05/02 14:09 |
| TM1/B17/020517 | 17/05/02 14:24 |
| TM1/B19/020517 | 17/05/02 14:39 |
| TM1/B21/020517 | 17/05/02 14:54 |
| TM1/B23/020517 | 17/05/02 15:09 |

| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | - | - | - |
| SV | - | - | - |
| SF | - | - | - |
| SDT | - | - | - |
| SDV | - | - | - |
| SDF | - | - | - |
| SST | - | - | - |
| SSV | - | - | - |
| SSF | - | - | - |
| NTK | - | - | - |
| N amoniacal | 13.2 | 0.5 | - |
| P total | - | - | - |
| P disuelto | - | - | - |
| DBO5 | - | - | - |
| DQO total | 280 | 63 | - |
| DQO no sed. | - | - | - |
| DQO sed. | - | - | - |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |





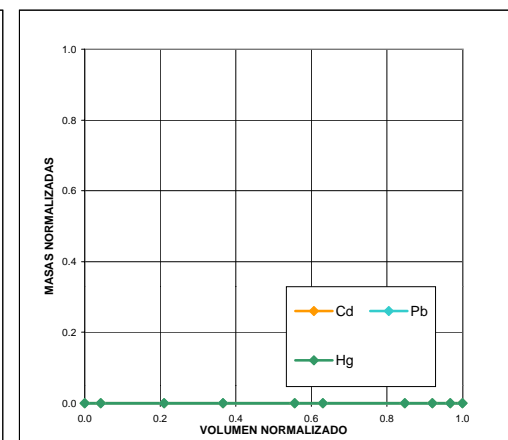
PARAMETROS

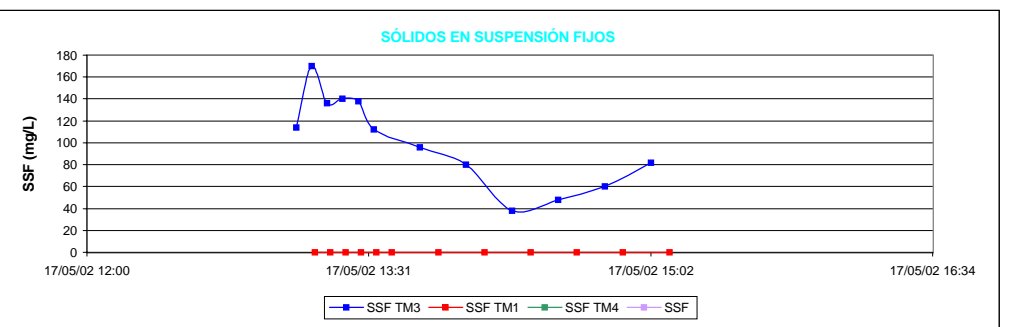
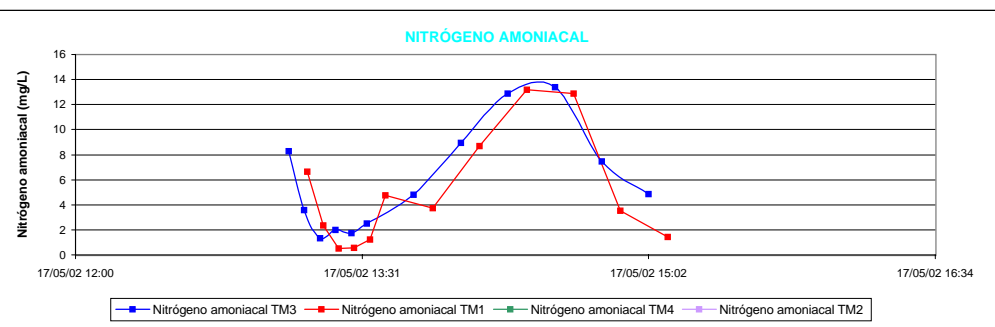
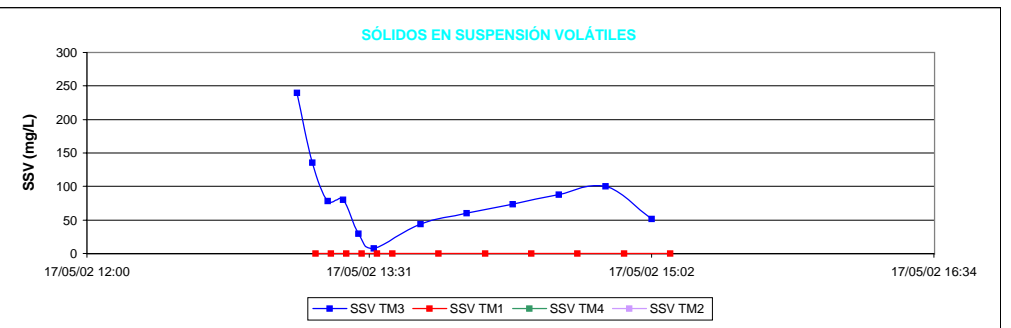
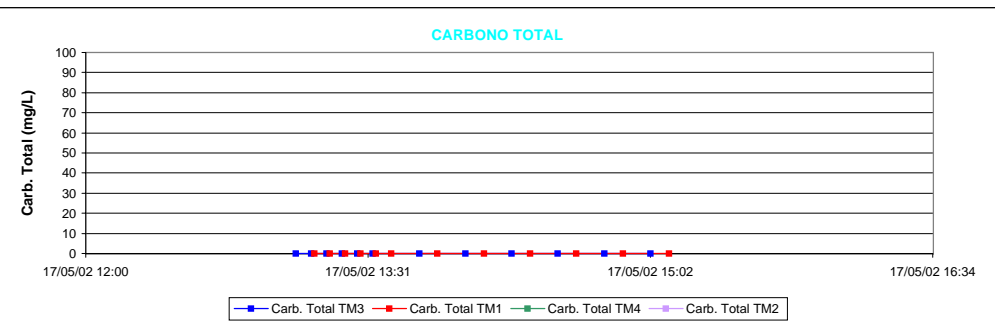
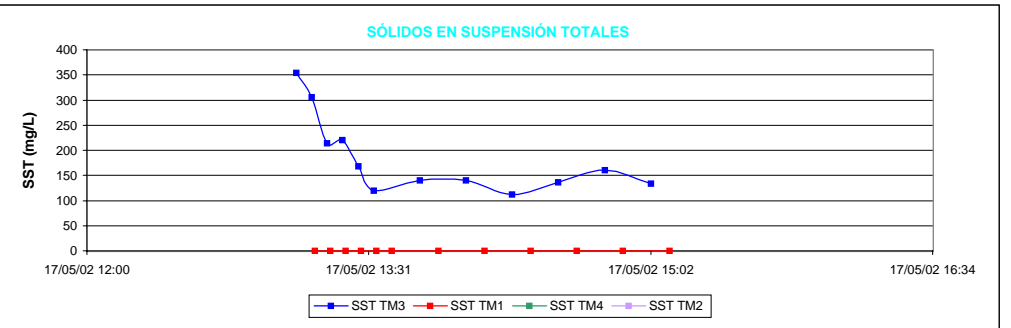
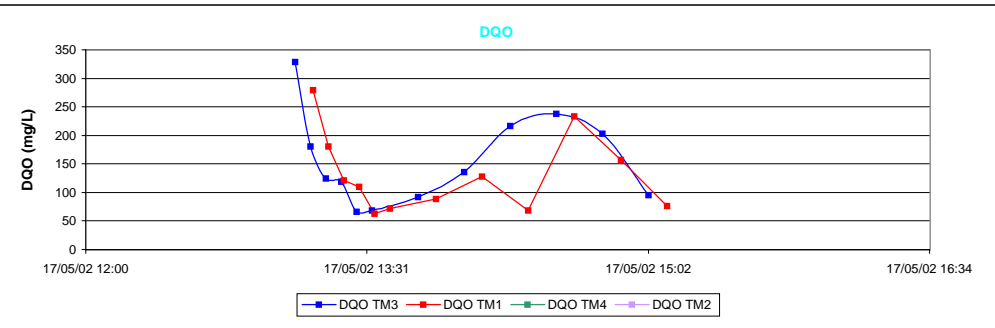
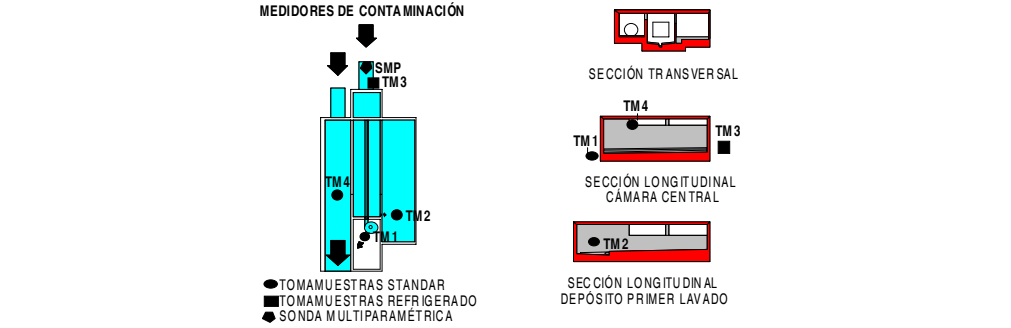
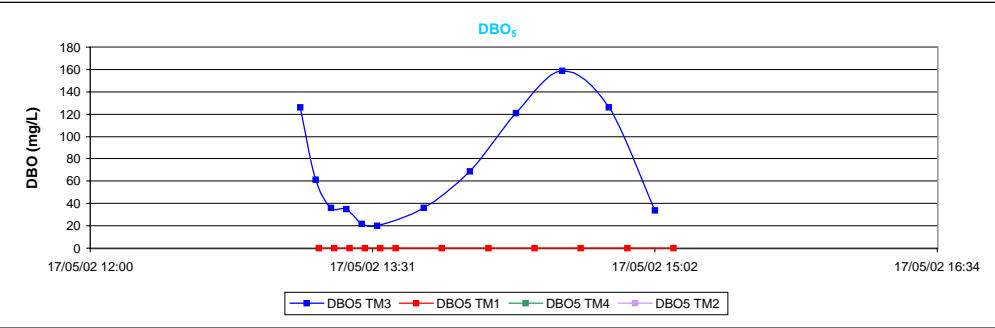
MASAS (KG)

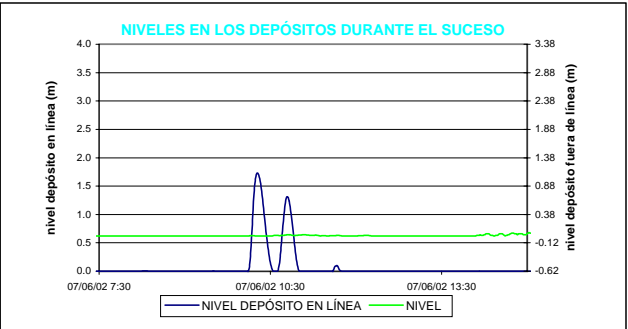
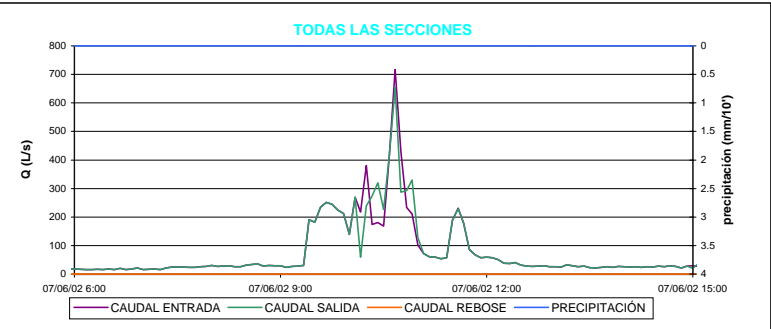
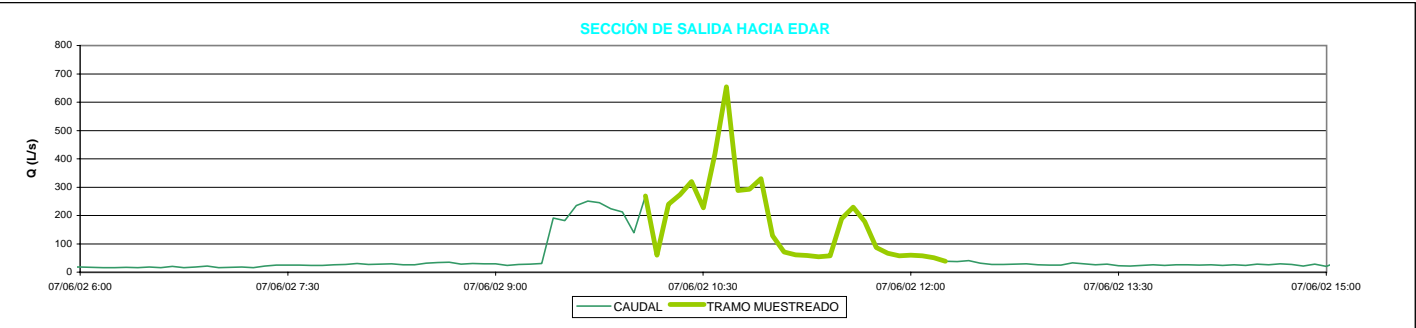
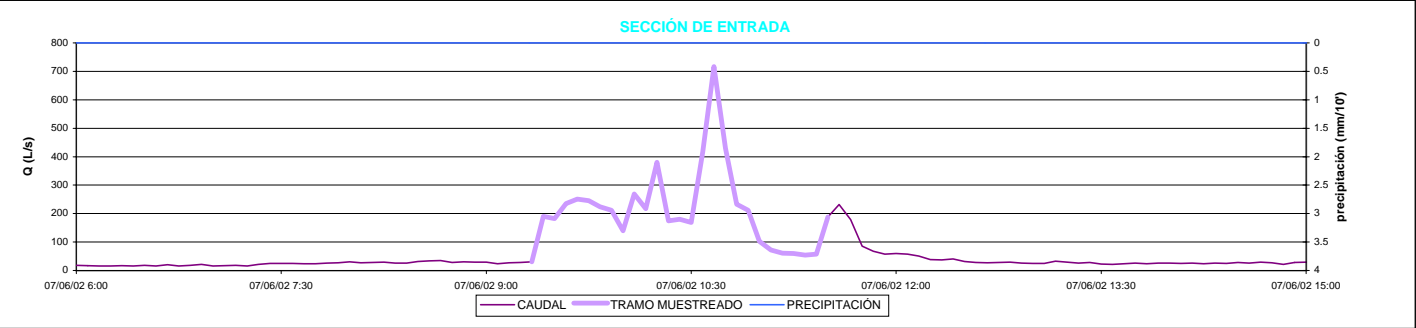
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.77 | 327.14 | 263.54 | 63.60 | 80.56 | 3.29 |
| SV | 0.63 | 127.66 | 104.48 | 23.18 | 81.84 | 1.31 |
| SF | 0.88 | 199.47 | 159.05 | 40.42 | 79.74 | 1.99 |
| SDT | 1.15 | 88.10 | 47.09 | 41.01 | 53.45 | 0.59 |
| SDV | 1.14 | 40.93 | 29.03 | 11.90 | 70.93 | 0.36 |
| SdF | 1.16 | 47.17 | 18.05 | 29.11 | 38.27 | 0.23 |
| SST | 0.68 | 239.04 | 216.45 | 22.59 | 90.55 | 2.71 |
| SSV | 0.49 | 86.73 | 75.45 | 11.28 | 86.99 | 0.94 |
| SSF | 0.82 | 152.31 | 141.00 | 11.31 | 92.58 | 1.76 |
| NTK | 1.01 | 16.95 | 11.31 | 5.64 | 66.74 | 0.14 |
| N amoniacal | 1.30 | 4.06 | 1.04 | 3.02 | 25.55 | 0.01 |
| P total | 0.88 | 2.30 | 1.33 | 0.97 | 57.68 | 0.02 |
| P disuelto | 1.08 | 0.60 | 0.01 | 0.59 | 1.80 | 0.00 |
| DBO5 | 0.75 | 52.03 | 15.94 | 36.10 | 30.63 | 0.20 |
| DQO total | 0.69 | 150.43 | 84.17 | 66.26 | 55.95 | 1.05 |
| DQO no sed. | 0.93 | 105.71 | 68.60 | 37.10 | 64.90 | 0.86 |
| DQO sed. | 0.37 | 44.72 | 15.57 | 29.15 | 34.81 | 0.19 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|---|----------|---------|---------|-----------|------|
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |







PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

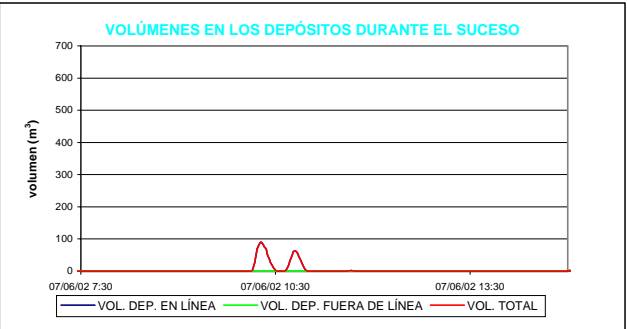
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 0 |
| Día y hora de inicio | - |
| Día y hora de finalización | - |
| Duración (horas) | - |
| Intensidad media | - |
| Hora de máxima precipitación | - |
| Máxima precipitación (mm/10') | - |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 07/06/02 9:23 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 07/06/02 11:01 |

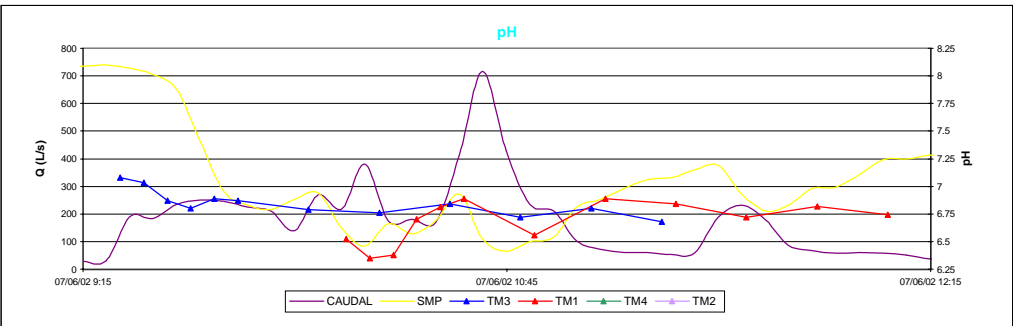
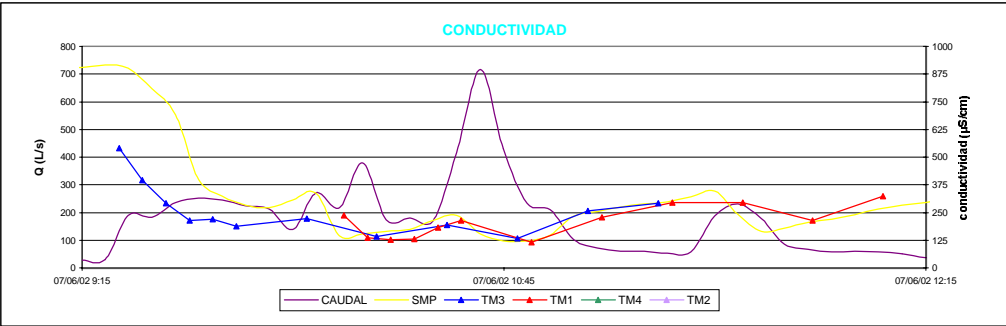
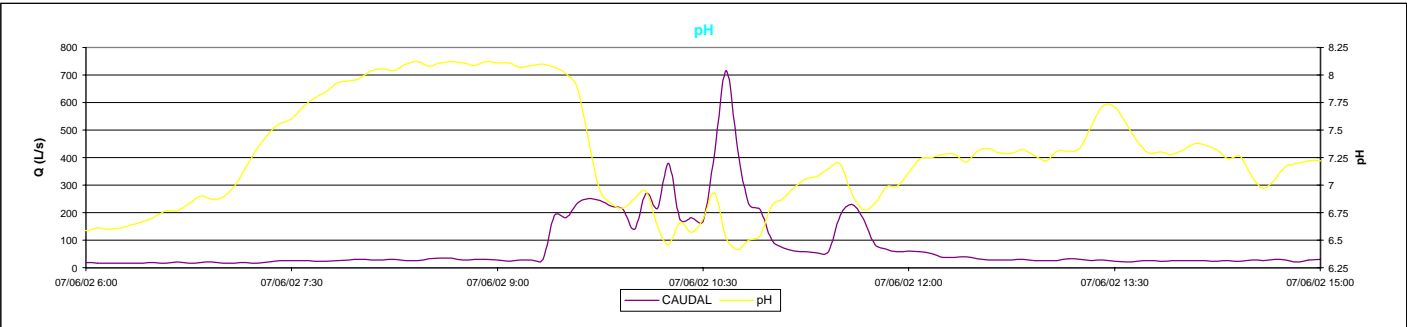
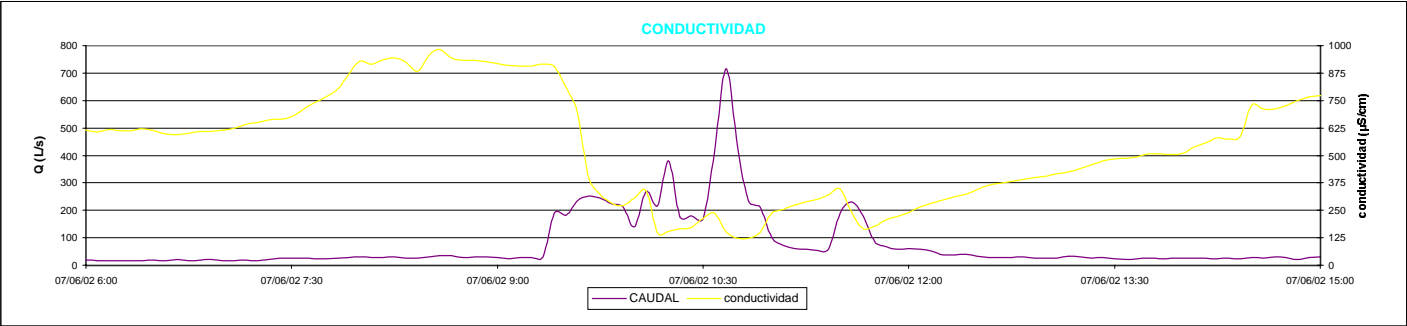
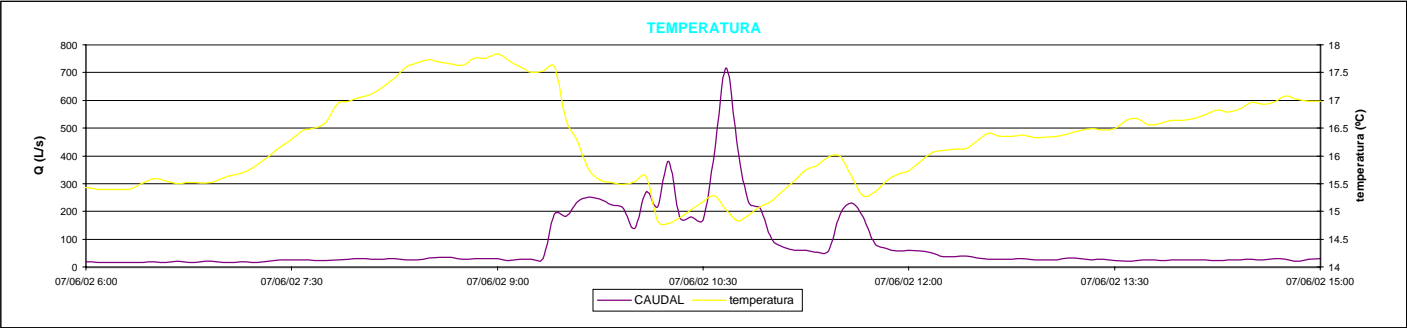
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|--------|
| Volumen total | 1436.5 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 211.7 |
| Volumen asignado a escorrentía | 1224.8 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 85.3 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 716.7 | 654.2 | - |
| Mínimo | 30.6 | 30.6 | - |
| Media | 211.9 | 211.9 | - |
| Máximo/Media | 3.4 | 3.1 | - |





PARAMETROS

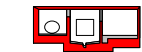
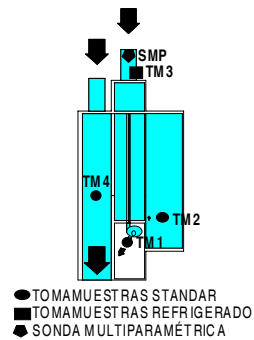
SUCESO

| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | junio |
| Tipo de suceso | tipo A |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 07/06/02 9:23 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 07/06/02 12:06 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 24 |
| Nº de muestras analizadas | 24 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 12 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 07/06/02 9:20 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 07/06/02 11:25 |

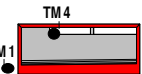
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | 8.1 | 6.4 | 7.0 |
| Conductividad (µS/cm) | 915 | 121 | 305 |
| Temperatura (°C) | 17.6 | 14.8 | 15.6 |

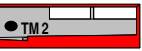
MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN



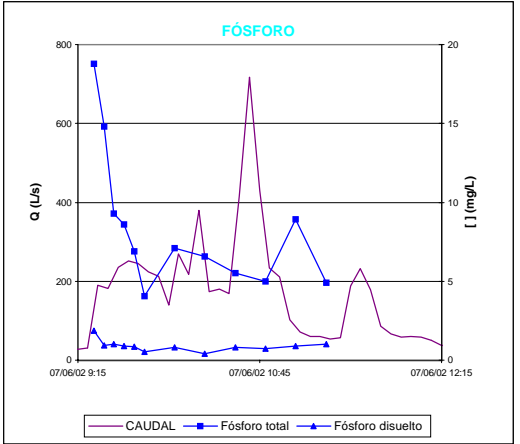
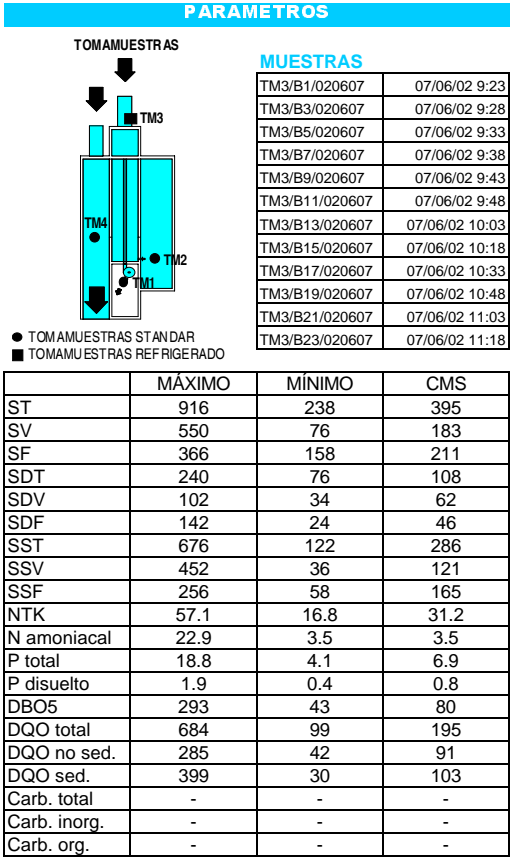
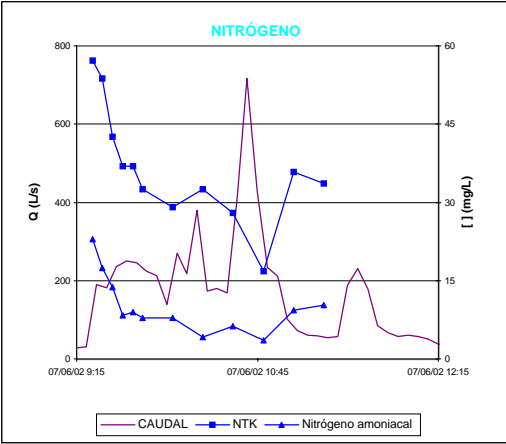
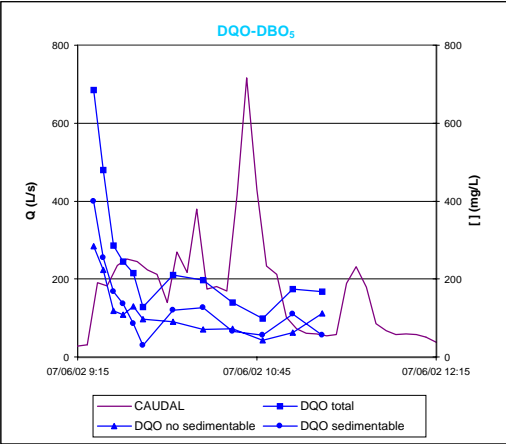
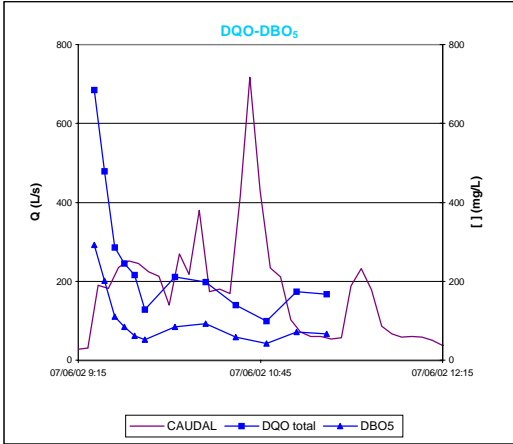
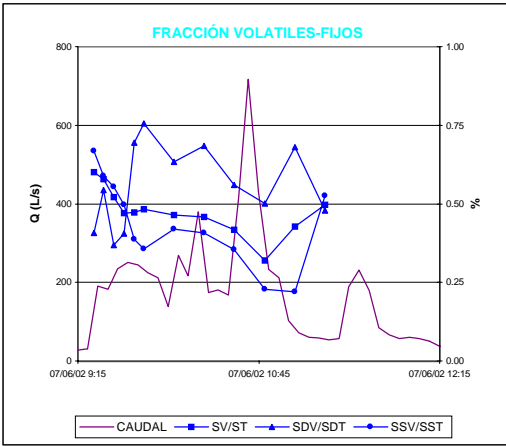
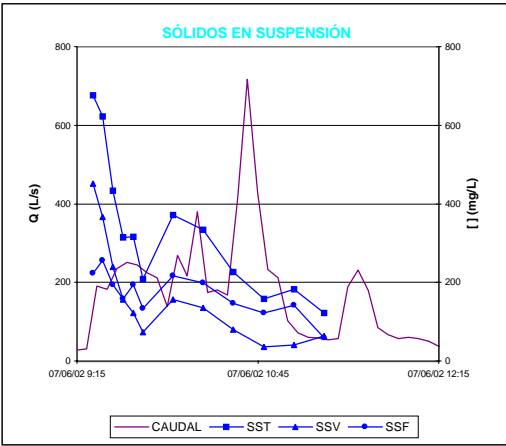
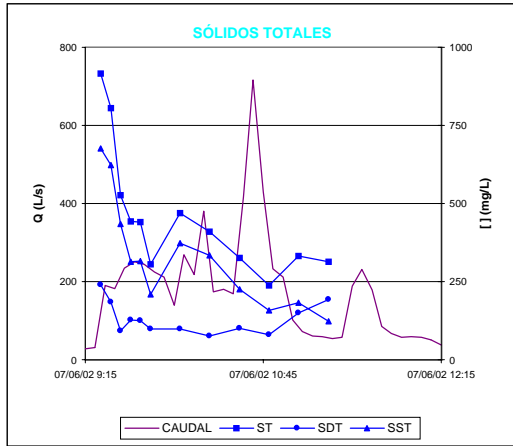
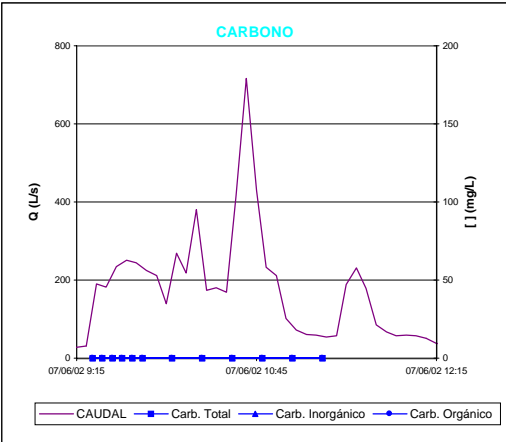
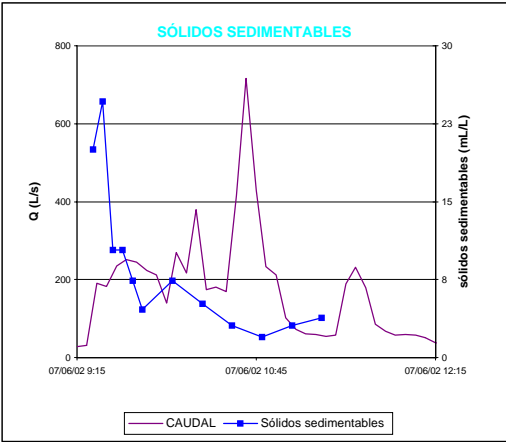
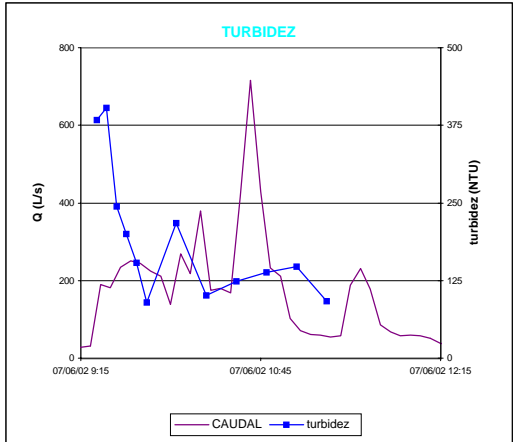
SECCIÓN TRANSVERSAL

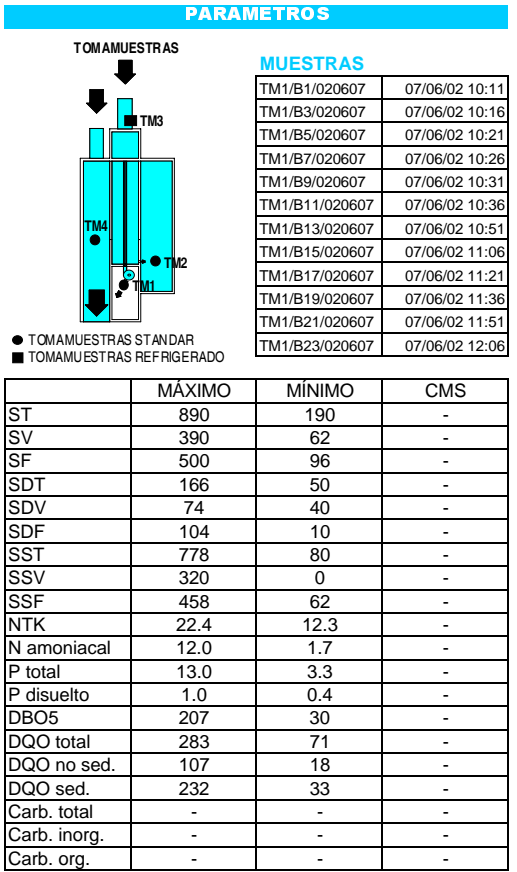
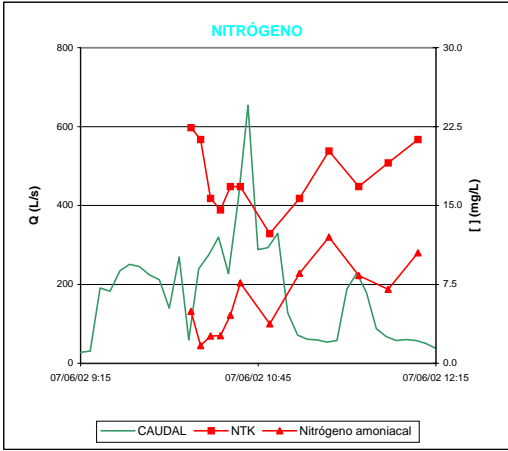
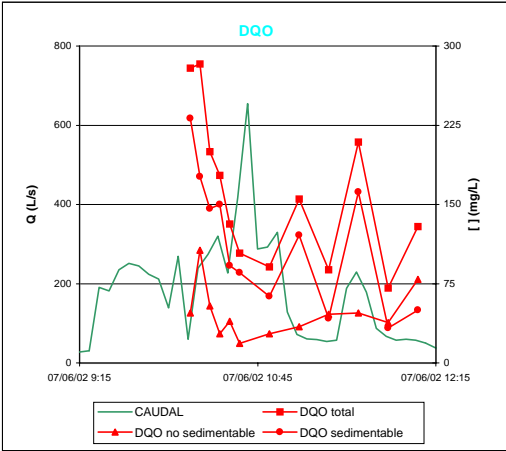
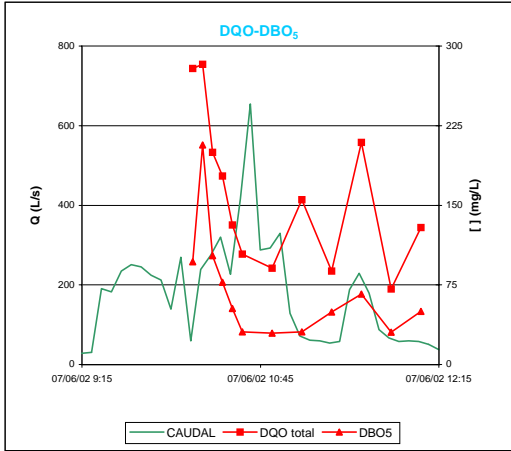
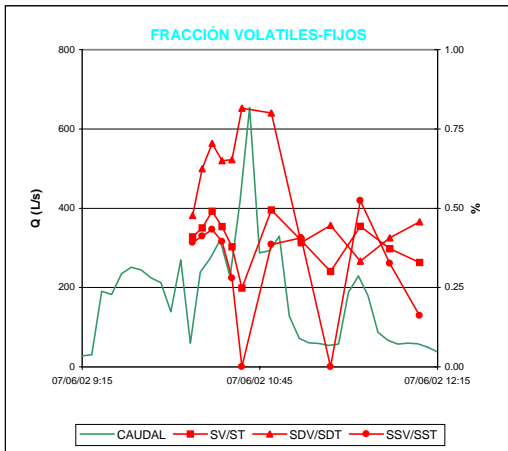
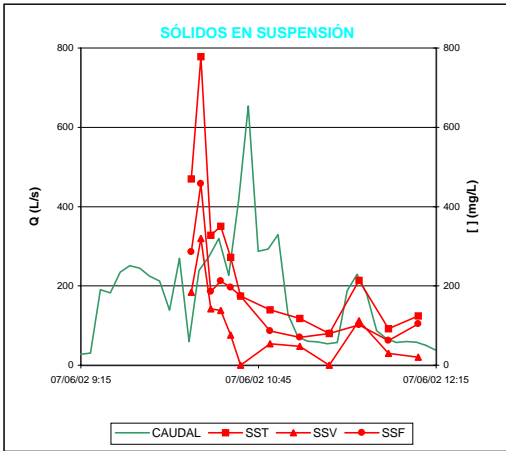
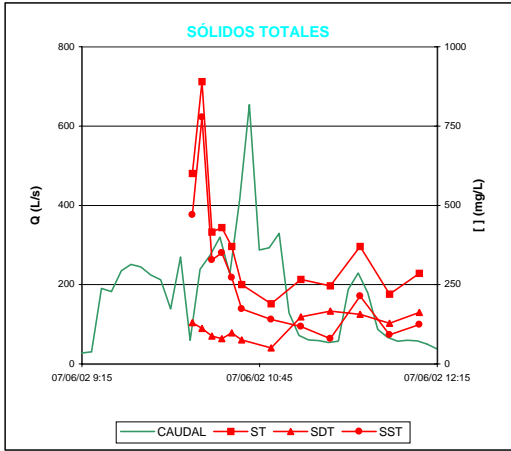
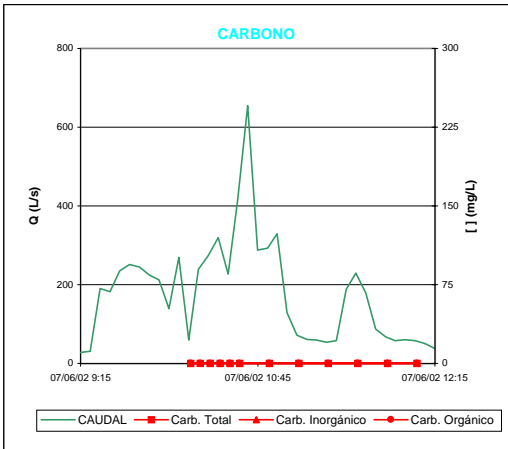
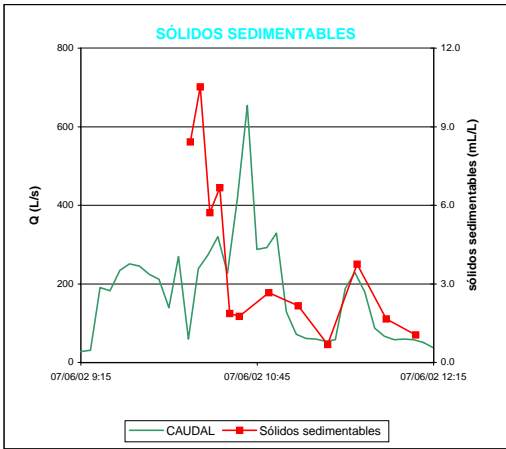
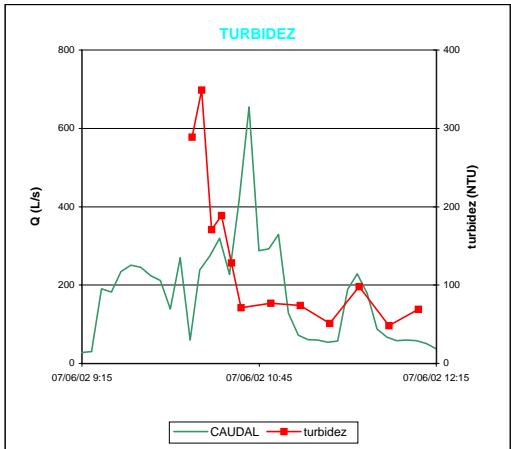


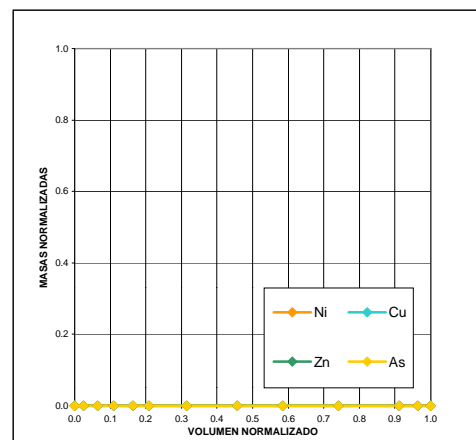
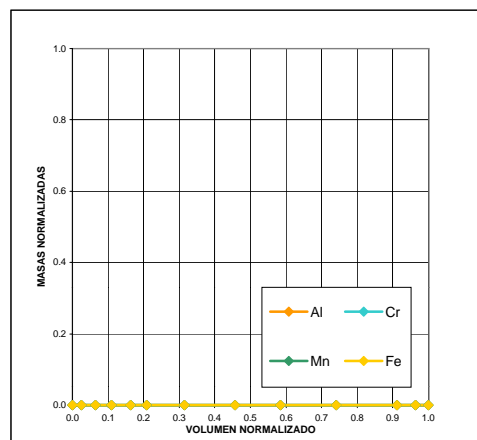
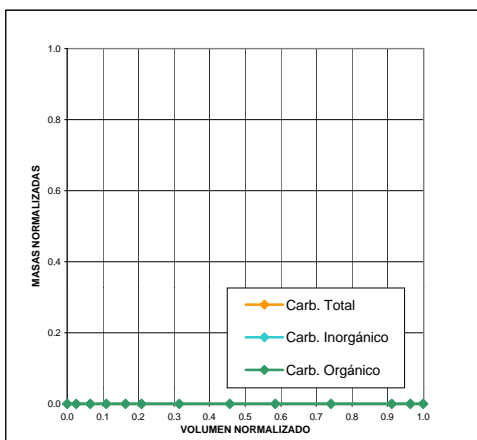
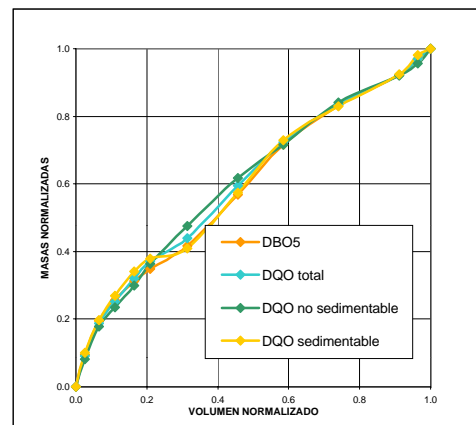
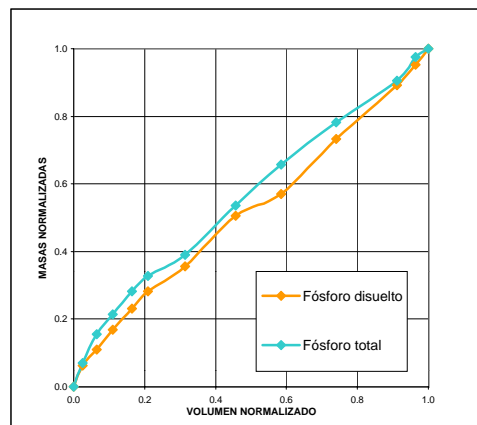
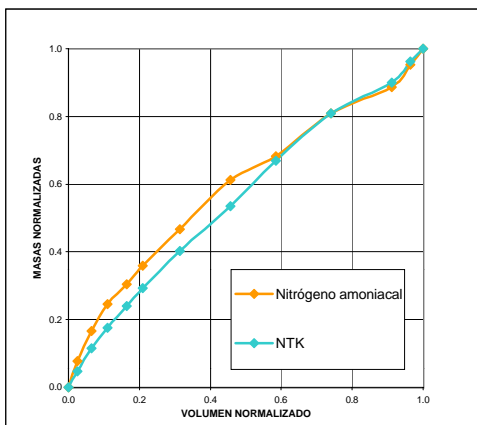
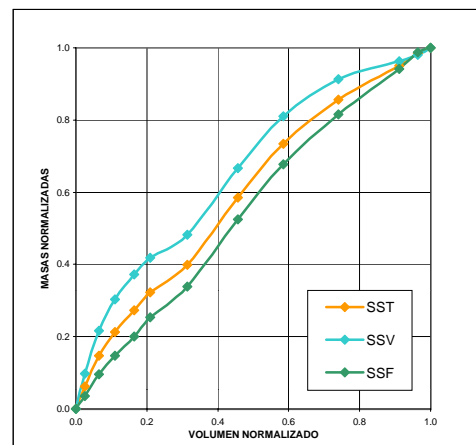
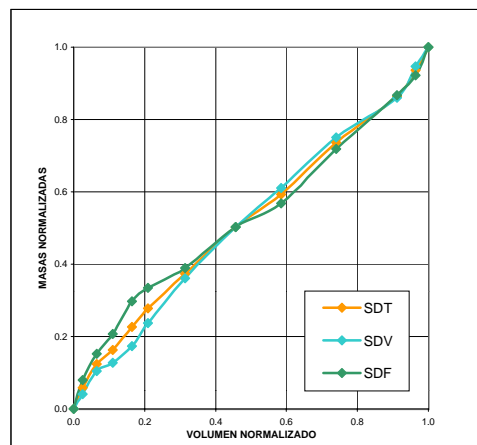
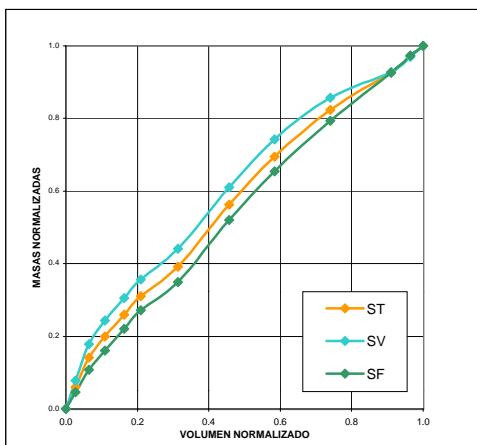
SECCIÓN LONGITUDINAL CÁMARA CENTRAL



SECCIÓN LONGITUDINAL DEPÓSITO PRIMER LAVADO







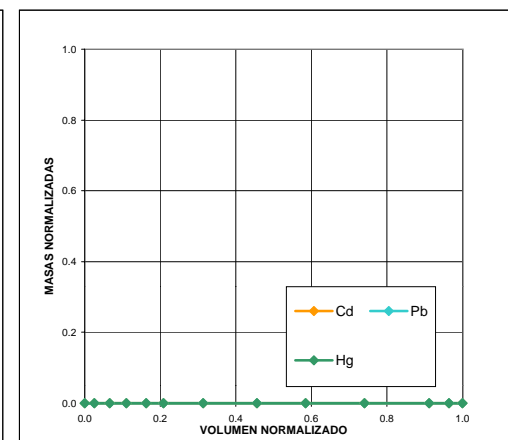
PARAMETROS

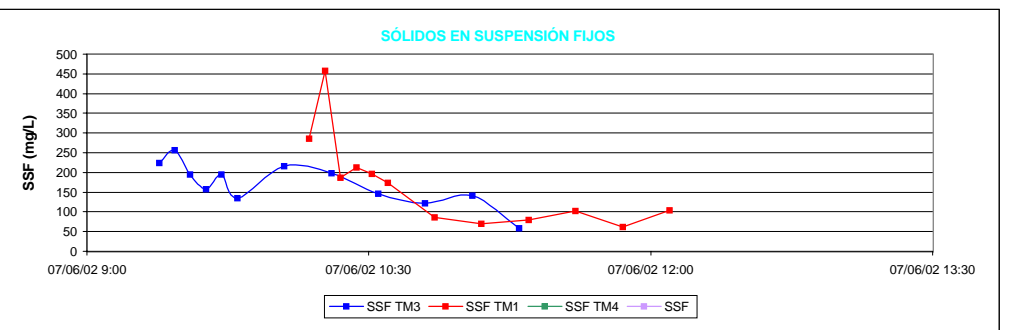
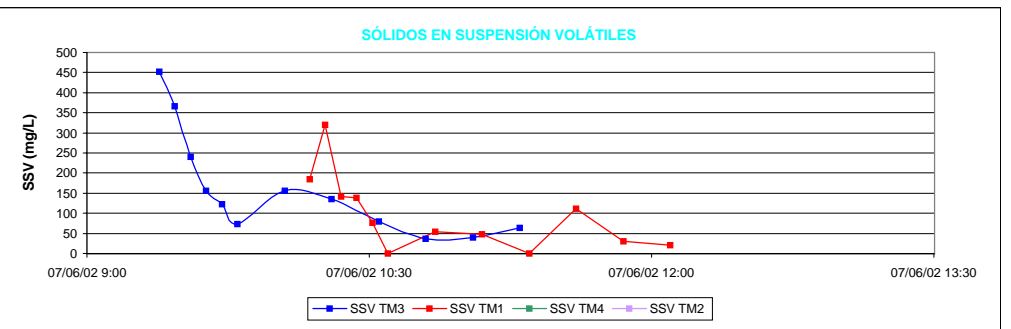
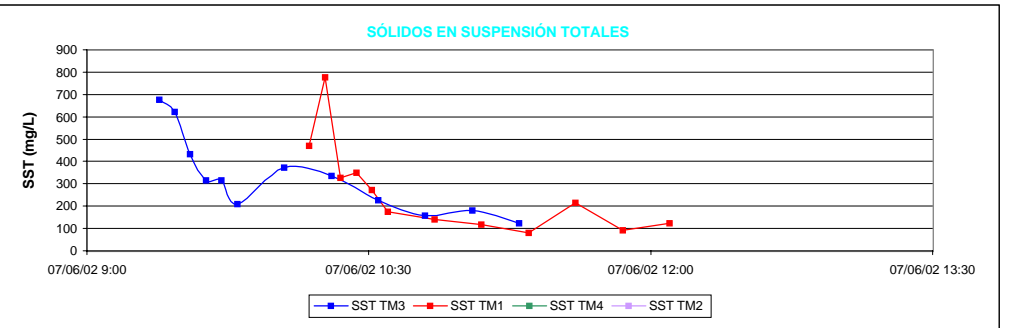
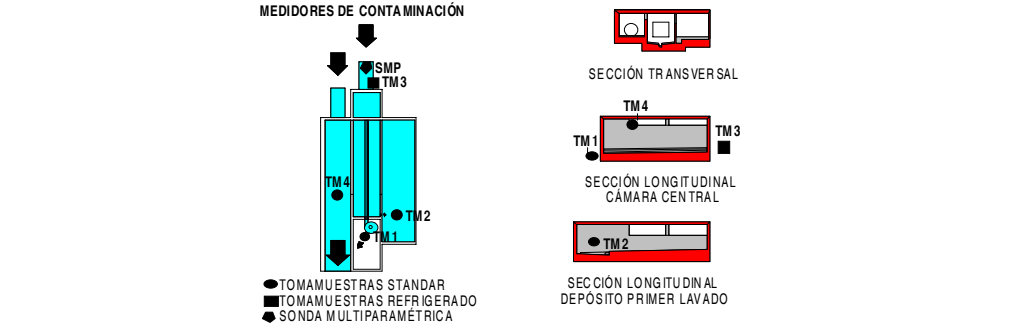
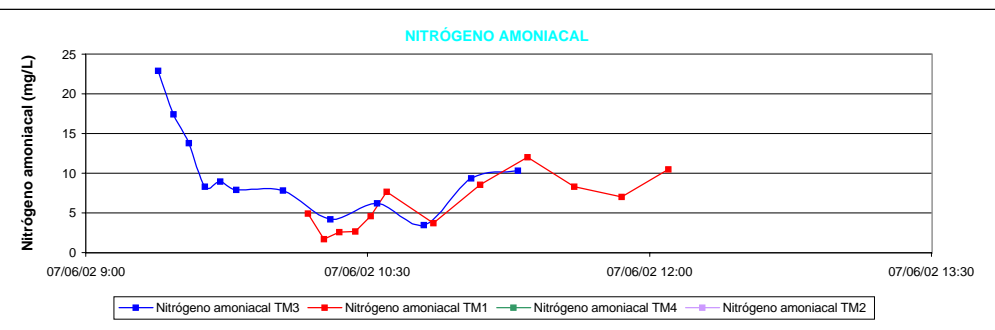
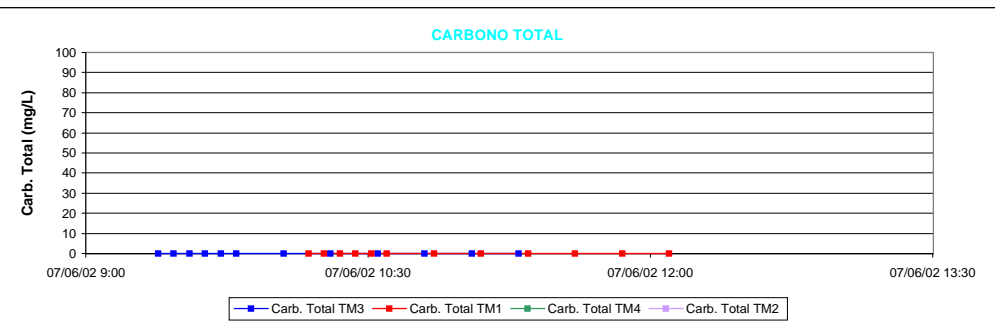
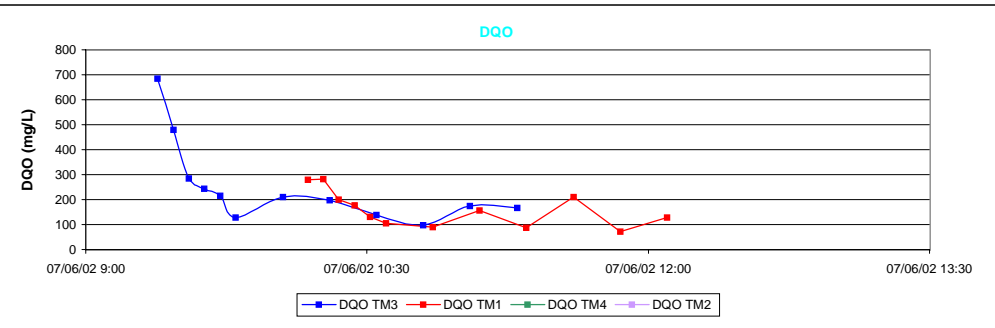
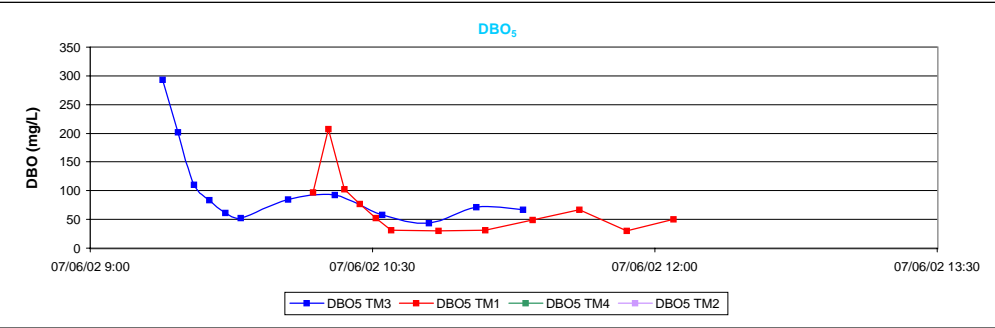
MASAS (KG)

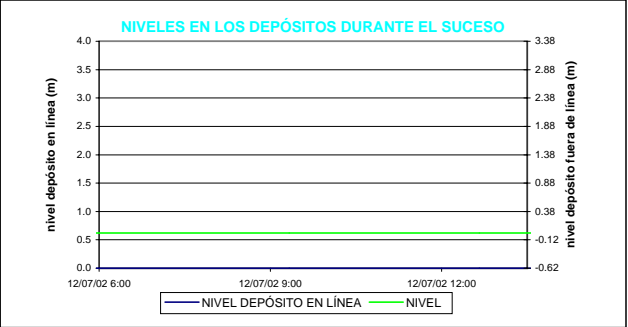
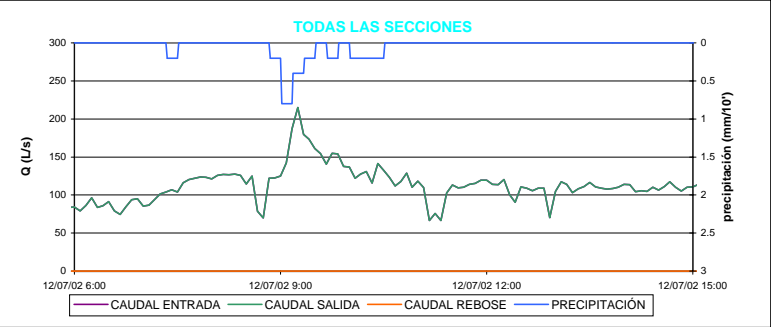
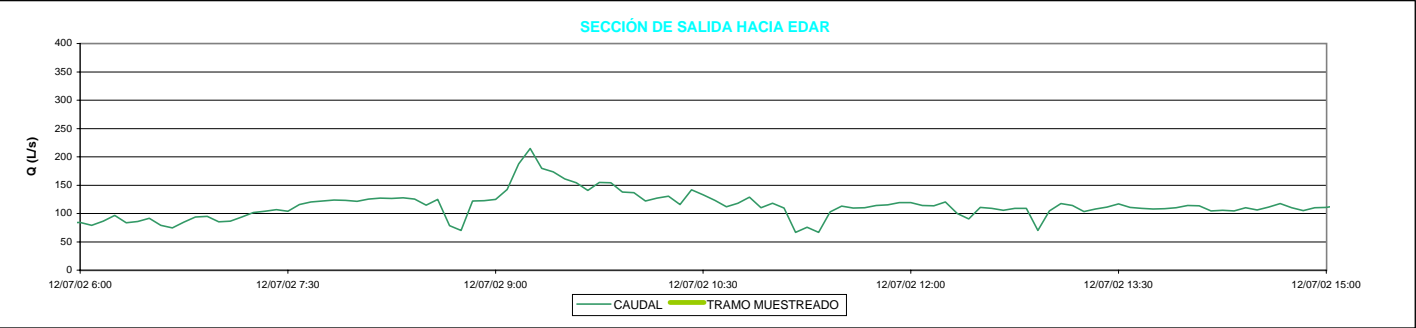
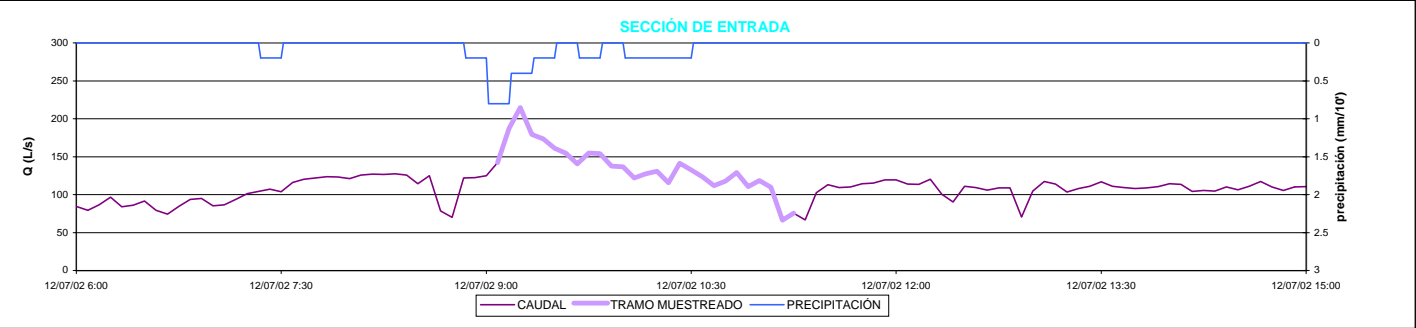
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.74 | 566.73 | 476.55 | 90.18 | 84.09 | 5.96 |
| SV | 0.65 | 263.40 | 227.82 | 35.58 | 86.49 | 2.85 |
| SF | 0.84 | 303.33 | 248.73 | 54.60 | 82.00 | 3.11 |
| SDT | 0.86 | 155.37 | 95.44 | 59.94 | 61.42 | 1.19 |
| SDV | 0.91 | 89.39 | 71.00 | 18.40 | 79.42 | 0.89 |
| SDF | 0.79 | 65.98 | 24.44 | 41.54 | 37.04 | 0.31 |
| SST | 0.70 | 411.35 | 381.12 | 30.24 | 92.65 | 4.76 |
| SSV | 0.55 | 174.01 | 156.82 | 17.18 | 90.13 | 1.96 |
| SSF | 0.85 | 237.35 | 224.29 | 13.06 | 94.50 | 2.80 |
| NTK | 0.78 | 44.83 | 32.24 | 12.58 | 71.93 | 0.40 |
| N amoniacal | 0.66 | 11.01 | 2.96 | 8.04 | 26.93 | 0.04 |
| P total | 0.74 | 9.91 | 8.23 | 1.69 | 82.99 | 0.10 |
| P disuelto | 0.87 | 1.11 | 0.18 | 0.94 | 15.91 | 0.00 |
| DBO5 | 0.66 | 114.56 | 72.03 | 42.53 | 62.87 | 0.90 |
| DQO total | 0.64 | 279.71 | 187.50 | 92.21 | 67.03 | 2.34 |
| DQO no sed. | 0.64 | 131.34 | 72.13 | 59.21 | 54.92 | 0.90 |
| DQO sed. | 0.64 | 148.36 | 115.37 | 32.99 | 77.76 | 1.44 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|---|----------|---------|---------|-----------|------|
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |







PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

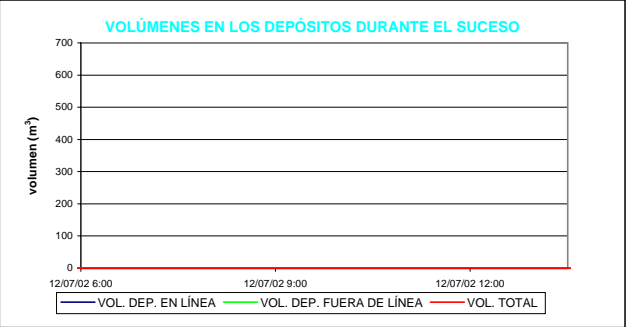
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 2.4 |
| Día y hora de inicio | 12/07/02 9:00 |
| Día y hora de finalización | 12/07/02 10:30 |
| Duración (horas) | 1.50 |
| Intensidad media | 1.60 |
| Hora de máxima precipitación | 9:10 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 0.8 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 12/07/02 7:14 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 12/07/02 11:07 |

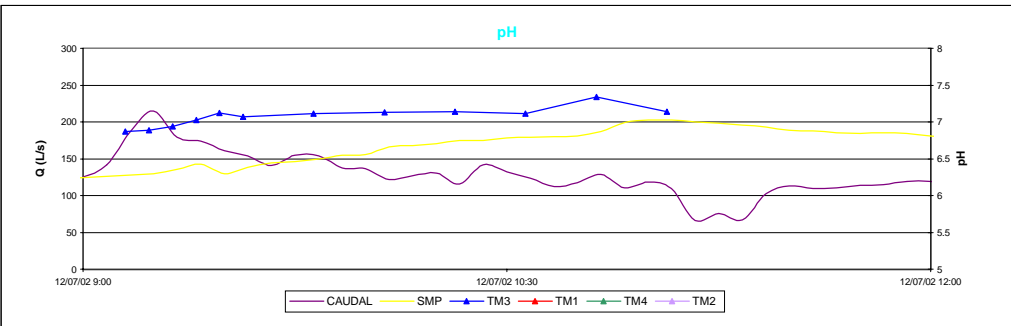
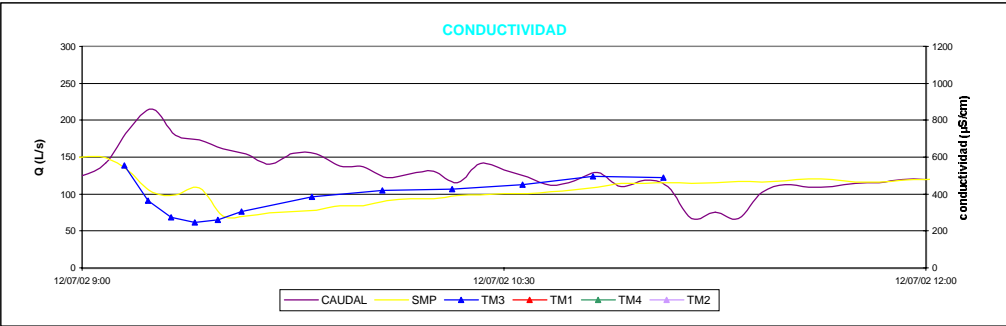
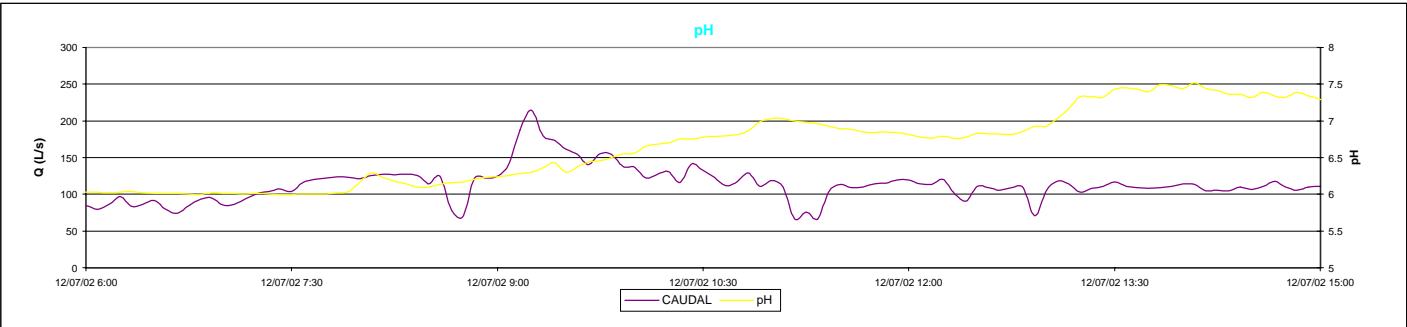
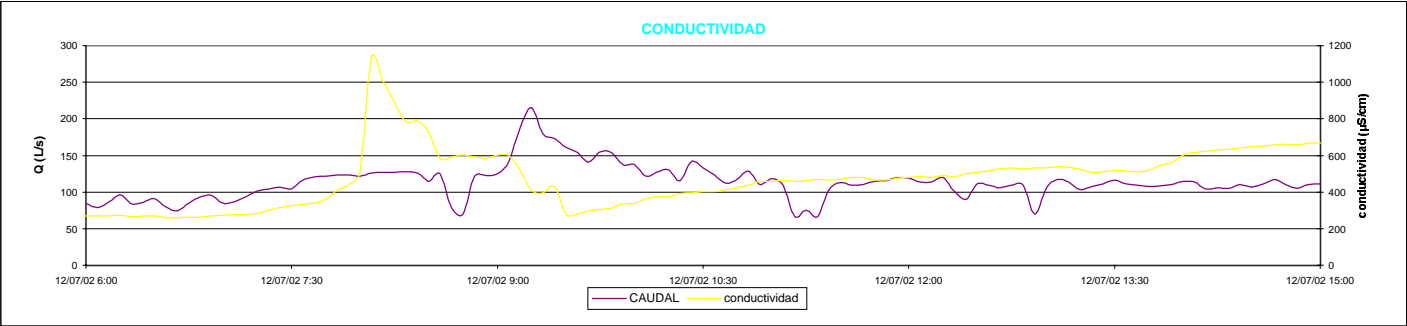
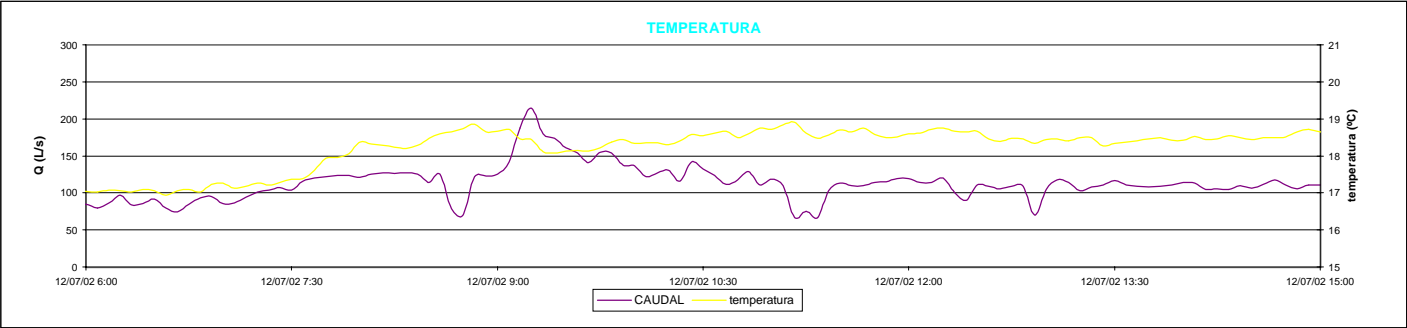
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|-------|
| Volumen total | 952.8 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 187.9 |
| Volumen asignado a escorrentía | 765.0 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 80.3 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 214.8 | 214.8 | - |
| Mínimo | 110.4 | 110.4 | - |
| Media | 142.4 | 142.4 | - |
| Máximo/Media | 1.5 | 1.5 | - |





PARAMETROS

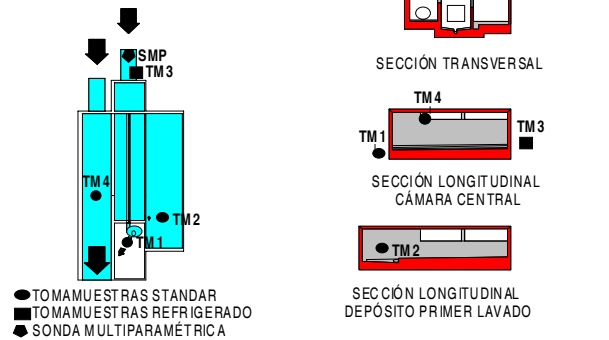
SUCESO

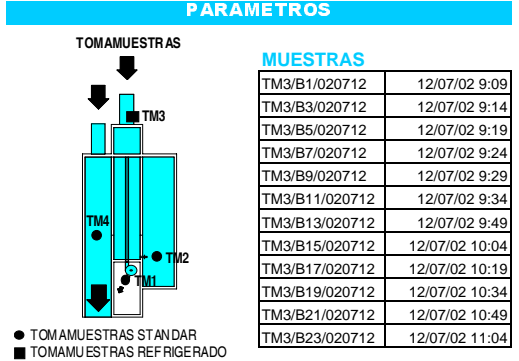
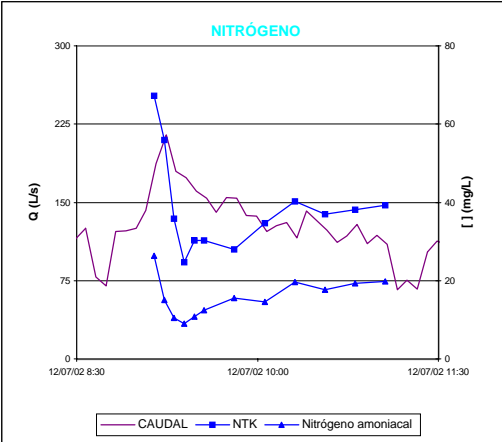
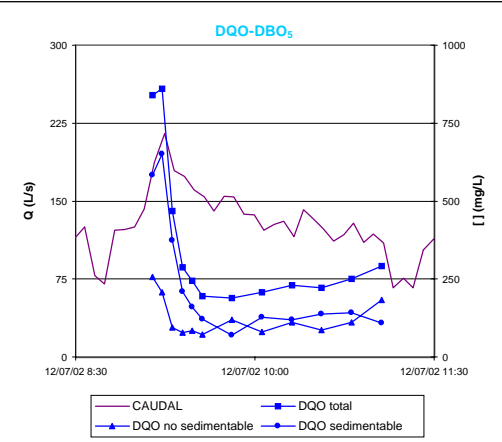
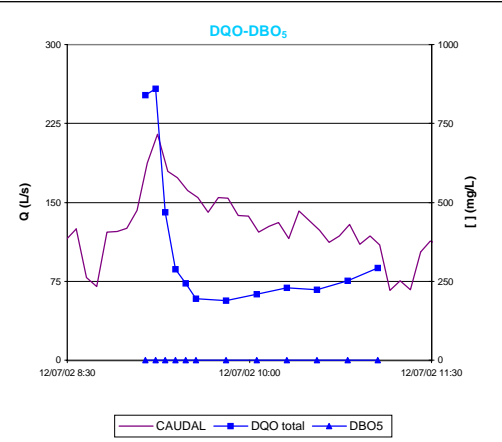
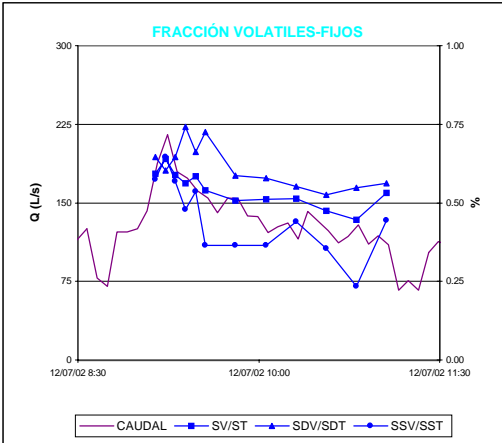
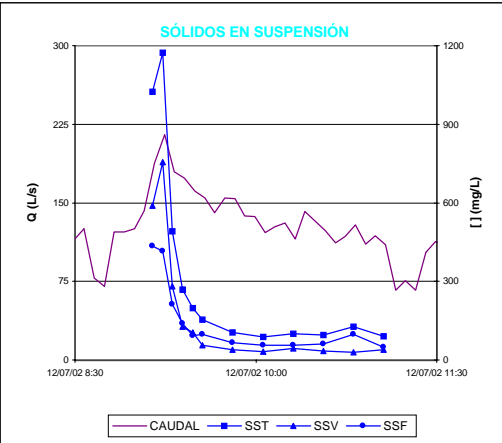
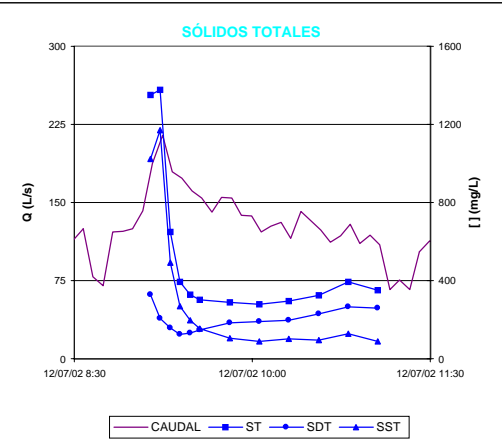
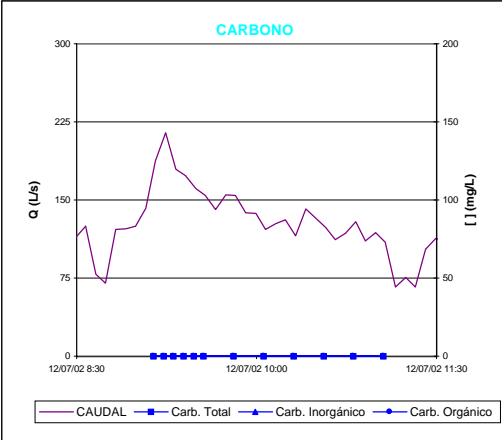
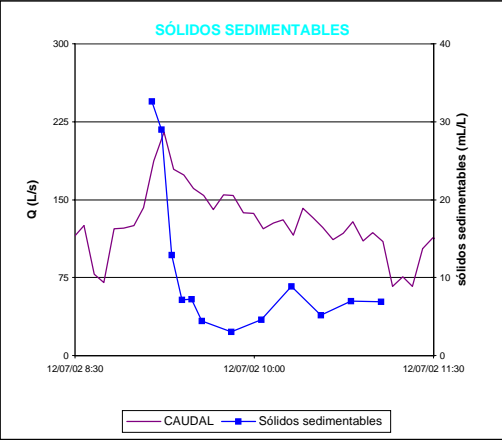
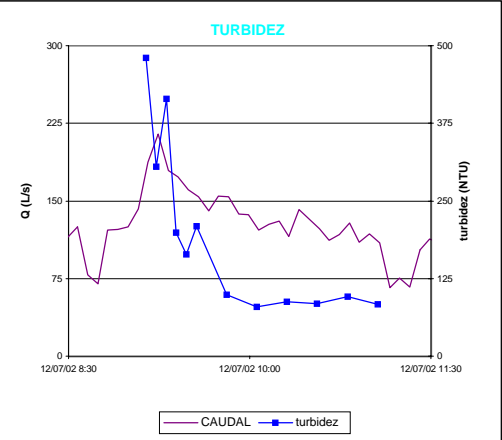
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | julio |
| Tipo de suceso | tipo 0 |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 12/07/02 9:09 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 12/07/02 11:04 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 12 |
| Nº de muestras analizadas | 12 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 11 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 12/07/02 9:06 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 12/07/02 10:56 |

SONDA MULTIPARAMÉTRICA

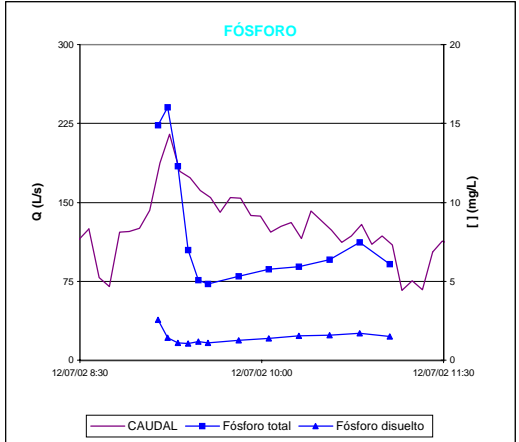
| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | 7.0 | 6.3 | 6.6 |
| Conductividad (µS/cm) | 598 | 281 | 399 |
| Temperatura (°C) | 18.9 | 18.1 | 18.5 |

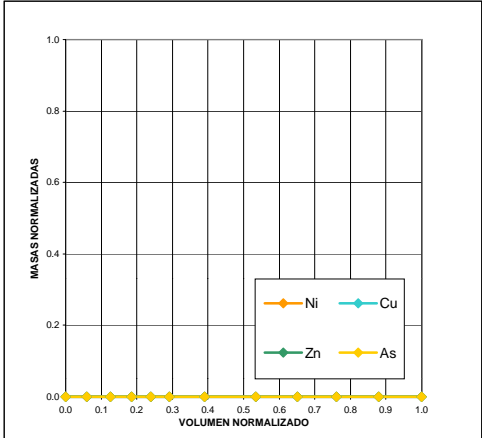
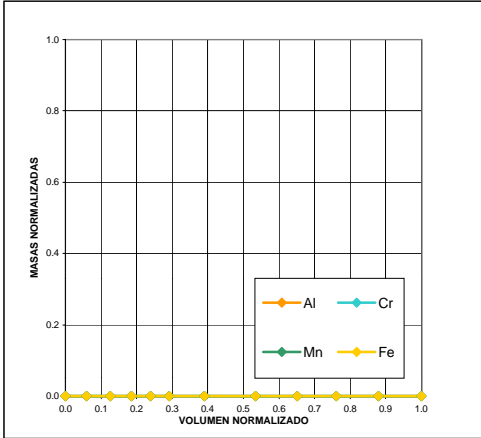
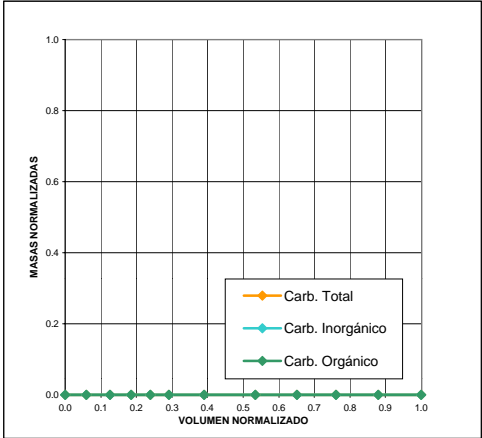
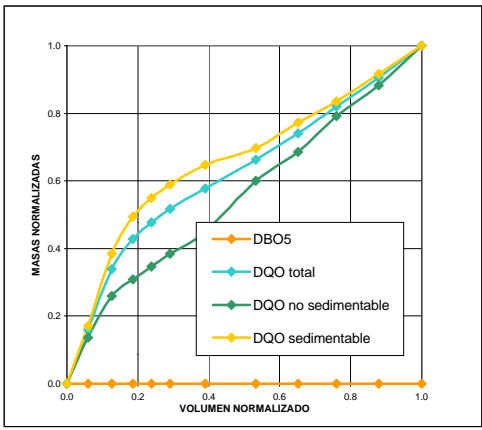
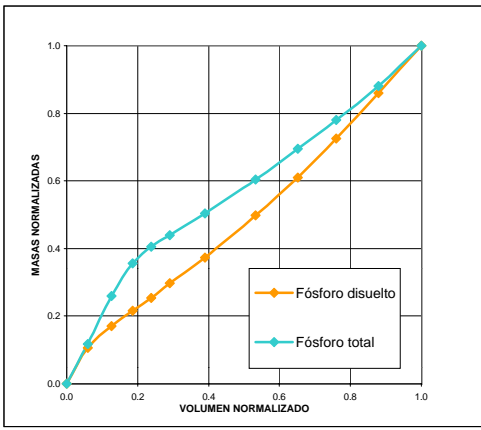
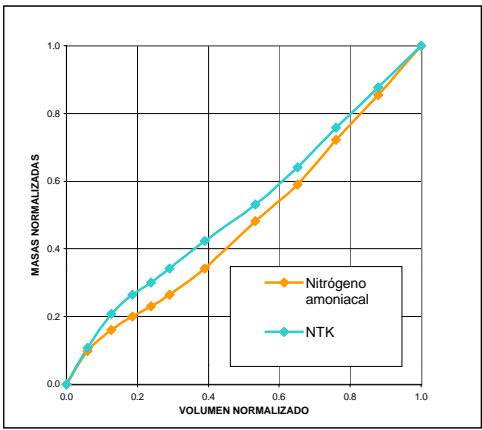
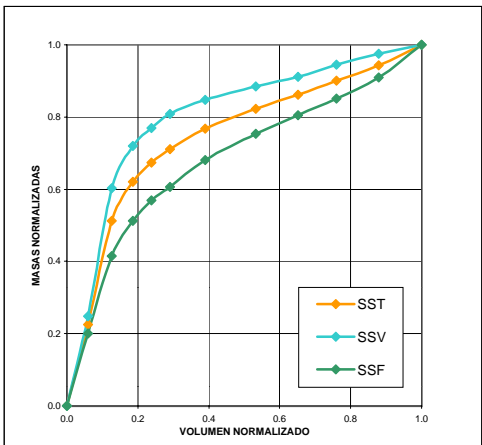
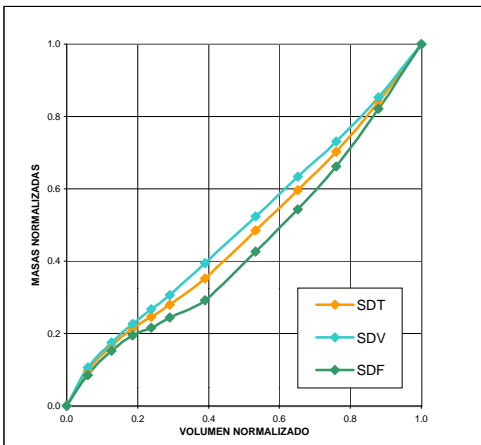
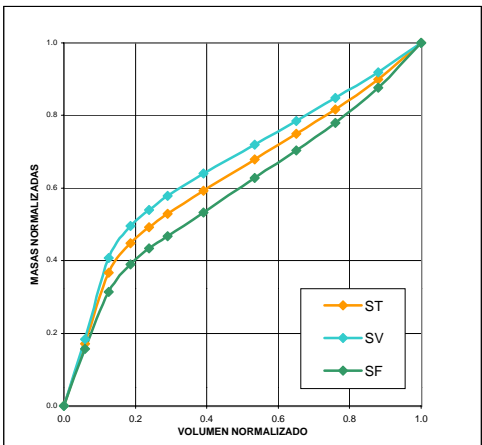
MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN



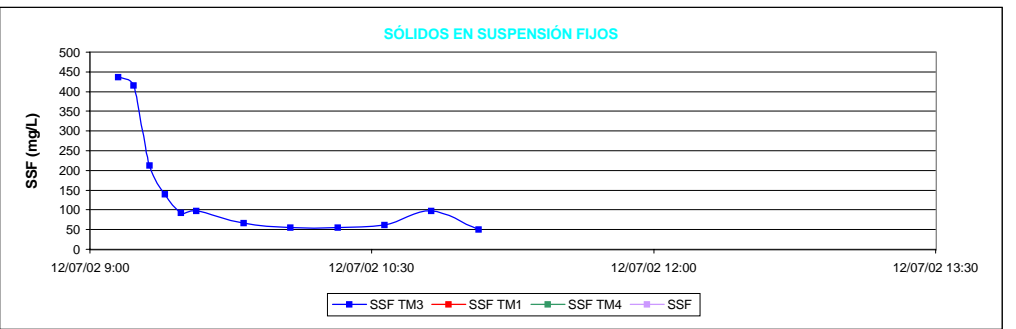
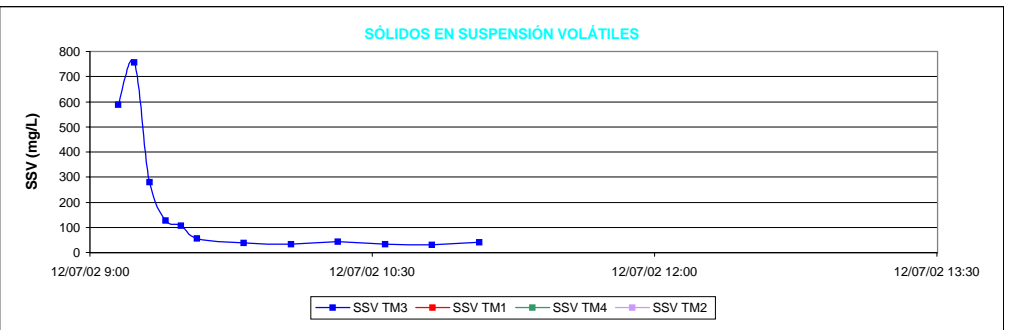
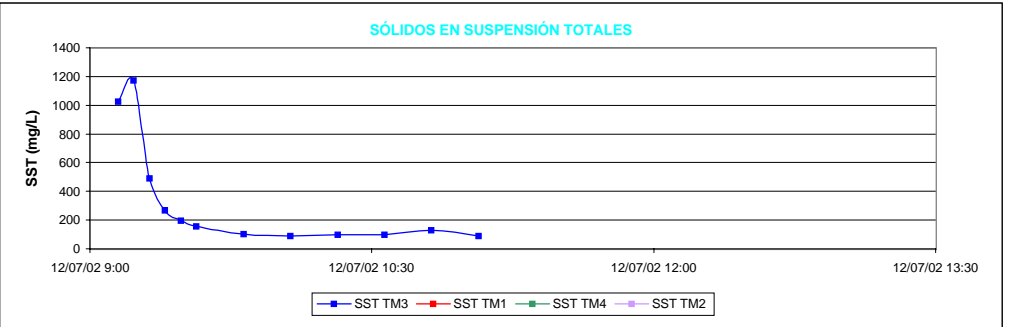
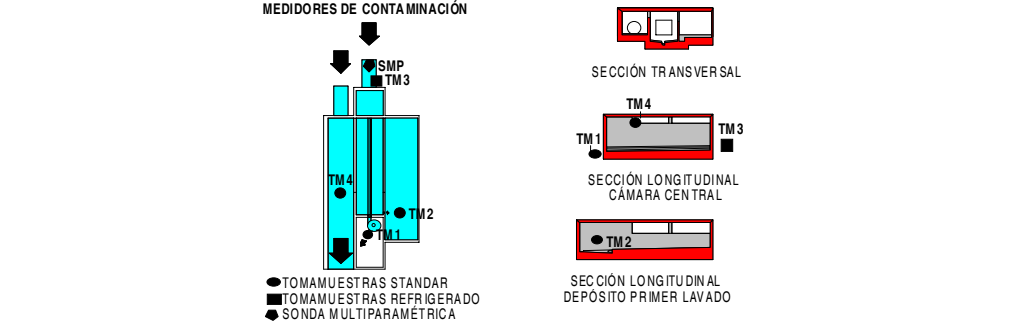
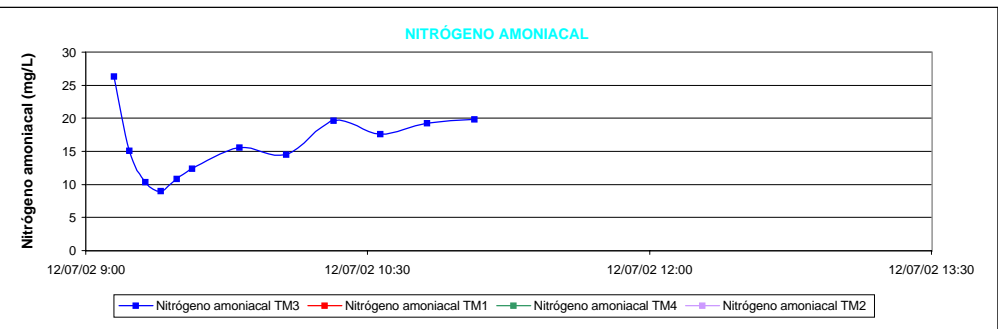
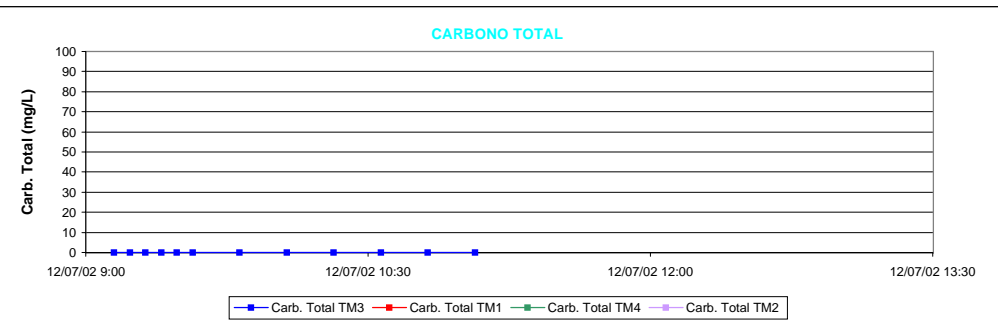
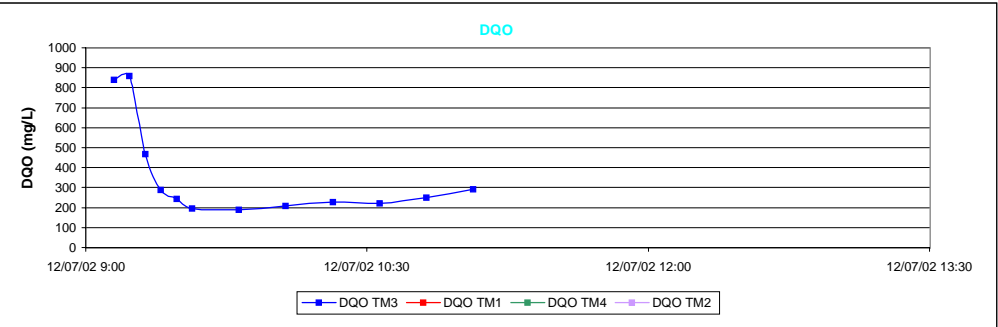
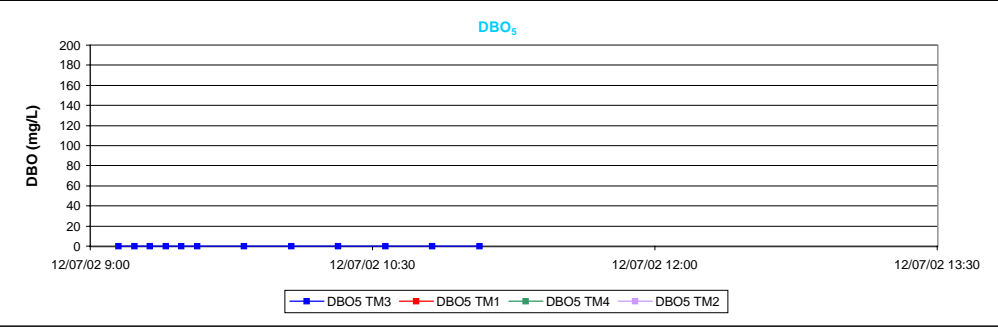


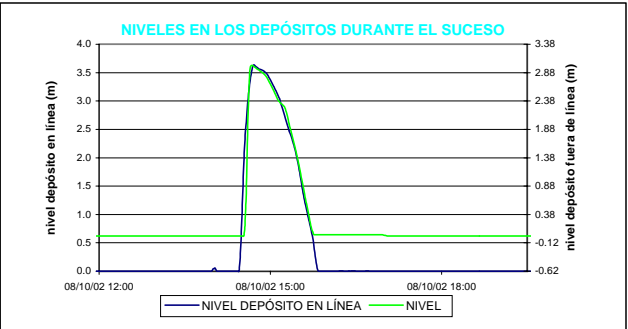
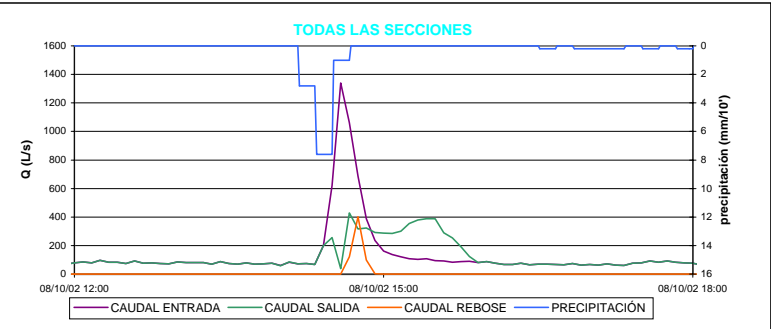
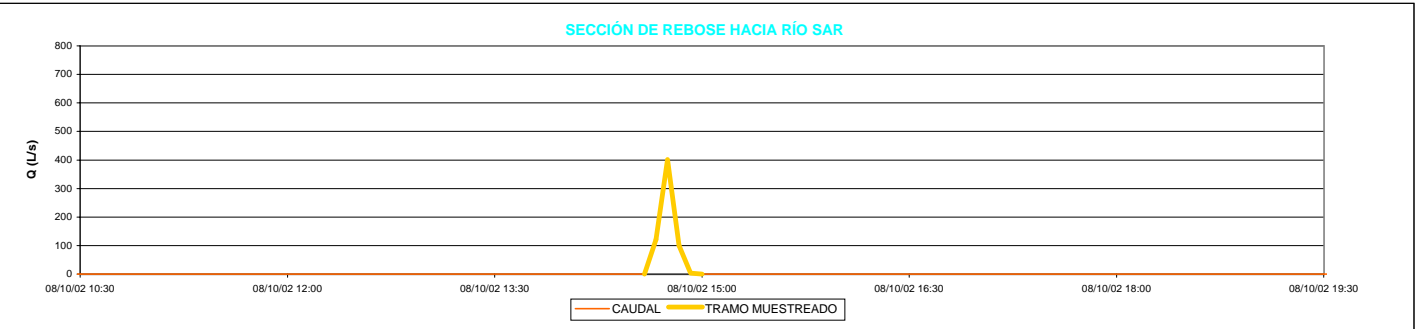
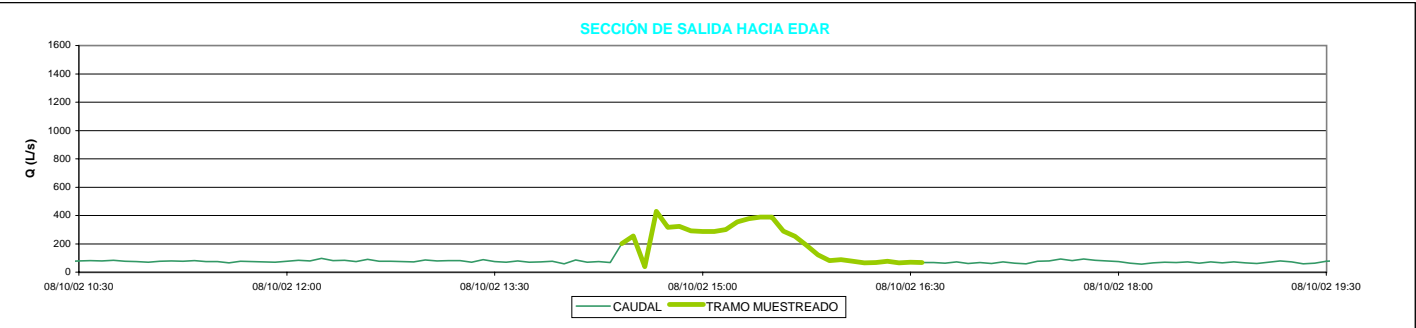
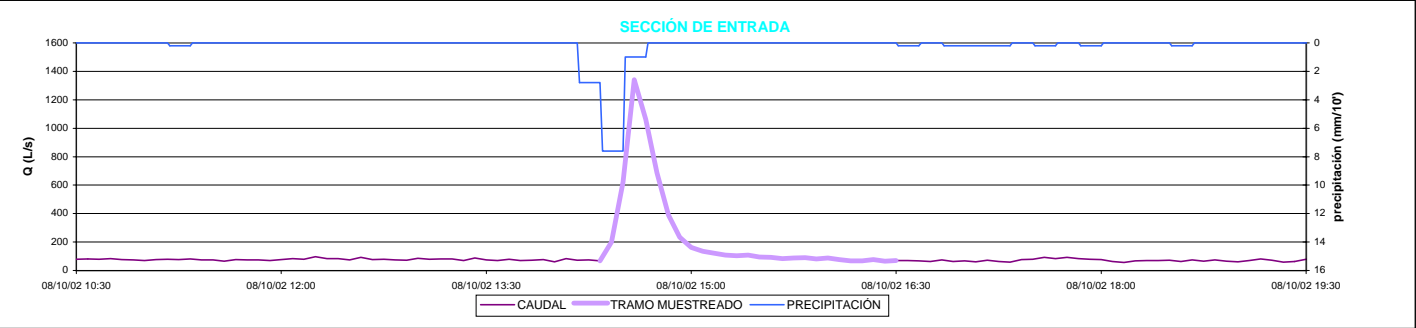
| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|------|
| ST | 1378 | 278 | 471 |
| SV | 880 | 142 | 261 |
| SF | 552 | 136 | 211 |
| SDT | 328 | 124 | 200 |
| SDV | 212 | 86 | 119 |
| SDF | 120 | 32 | 81 |
| SST | 1172 | 88 | 271 |
| SSV | 756 | 30 | 142 |
| SSF | 436 | 50 | 130 |
| NTK | 67.2 | 24.6 | 37.2 |
| N amoniacal | 26.3 | 9.0 | 9.0 |
| P total | 16.0 | 4.8 | 7.5 |
| P disuelto | 2.5 | 1.1 | 1.4 |
| DBO5 | - | - | - |
| DQO total | 860 | 189 | 316 |
| DQO no sed. | 256 | 72 | 112 |
| DQO sed. | 651 | 70 | 203 |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |





| PARAMETROS | | | | | | |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| MASAS (KG) | | | | | | |
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
| ST | 0.54 | 448.94 | 370.77 | 78.17 | 82.59 | 4.63 |
| SV | 0.47 | 248.32 | 217.27 | 31.05 | 87.49 | 2.72 |
| SF | 0.63 | 200.62 | 153.50 | 47.12 | 76.51 | 1.92 |
| SDT | 1.05 | 190.45 | 138.25 | 52.20 | 72.59 | 1.73 |
| SDV | 0.96 | 113.35 | 96.89 | 16.46 | 85.48 | 1.21 |
| SDF | 1.21 | 77.10 | 41.36 | 35.74 | 53.65 | 0.52 |
| SST | 0.34 | 258.49 | 232.52 | 25.97 | 89.95 | 2.91 |
| SSV | 0.26 | 134.97 | 120.38 | 14.59 | 89.19 | 1.50 |
| SSF | 0.44 | 123.52 | 112.14 | 11.38 | 90.79 | 1.40 |
| NTK | 0.88 | 35.49 | 23.73 | 11.76 | 66.87 | 0.30 |
| N amoniacal | 1.07 | 15.21 | 7.72 | 7.50 | 50.73 | 0.10 |
| P total | 0.70 | 7.19 | 5.66 | 1.53 | 78.72 | 0.07 |
| P disuelto | 1.00 | 1.37 | 0.56 | 0.81 | 40.84 | 0.01 |
| DBO5 | - | - | - | - | - | - |
| DQO total | 0.56 | 300.89 | 220.56 | 80.33 | 73.30 | 2.76 |
| DQO no sed. | 0.76 | 107.13 | 56.58 | 50.55 | 52.82 | 0.71 |
| DQO sed. | 0.48 | 193.76 | 163.98 | 29.79 | 84.63 | 2.05 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |
| MASAS (G) | | | | | | |
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |





PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

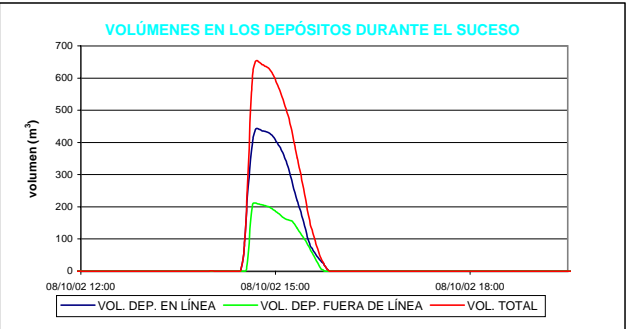
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 6 |
| Precipitación total (mm) | 11.4 |
| Día y hora de inicio | 08/10/02 14:14 |
| Día y hora de finalización | 08/10/02 14:38 |
| Duración (horas) | 0.40 |
| Intensidad media | 28.50 |
| Hora de máxima precipitación | 14:30 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 7.6 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 08/10/02 14:24 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 08/10/02 15:29 |

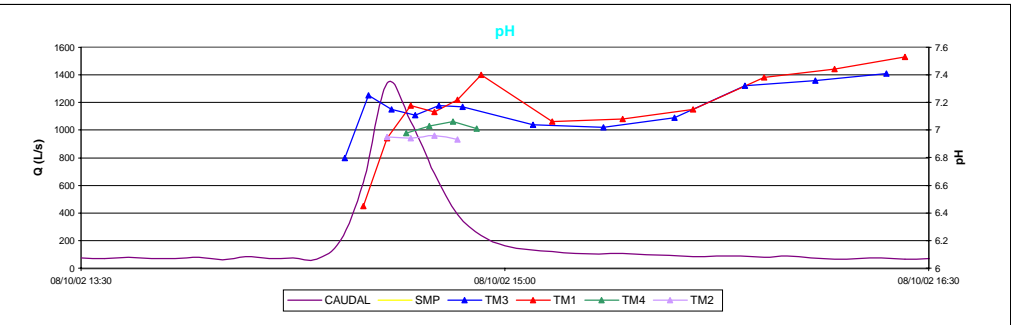
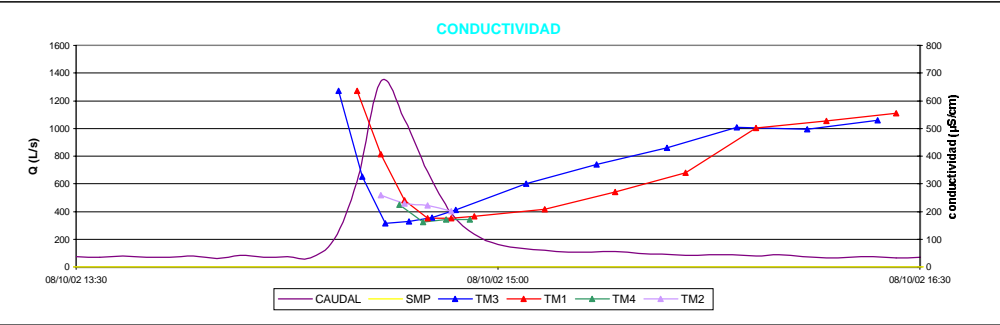
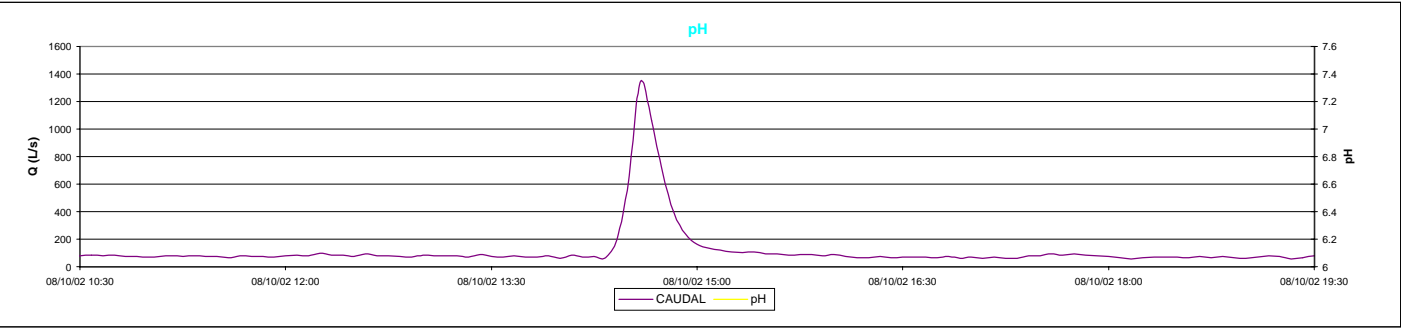
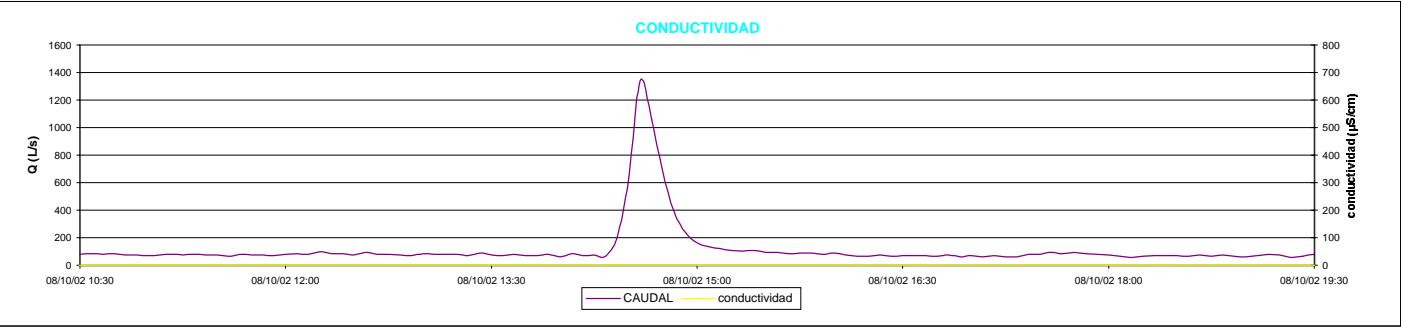
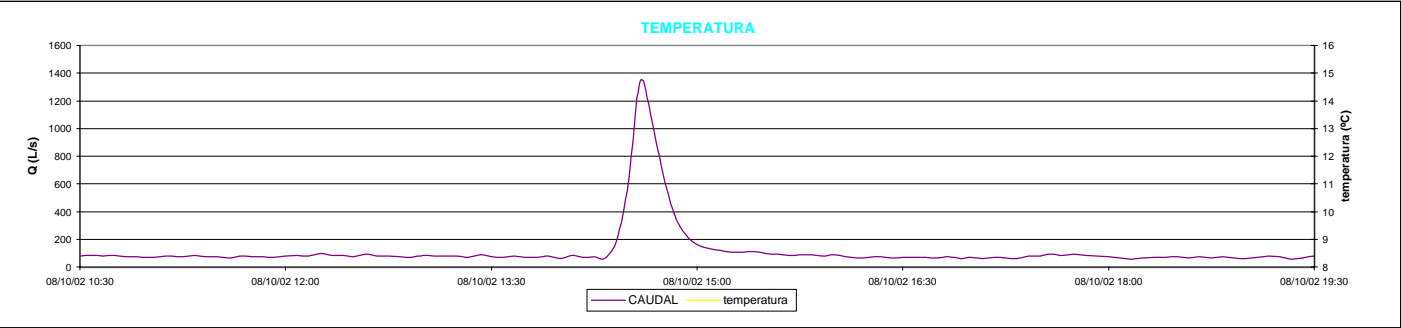
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|--------|
| Volumen total | 1612.3 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 103.8 |
| Volumen asignado a escorrentía | 1508.4 |
| Volumen vertido al medio receptor | 187.8 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 93.6 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 11.6 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 1340.3 | 429.7 | 401.5 |
| Mínimo | 66.8 | 38.3 | 0.0 |
| Media | 328.3 | 262.0 | 36.8 |
| Máximo/Media | 4.1 | 1.6 | 10.9 |





PARAMETROS

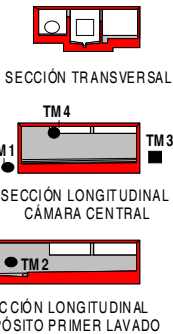
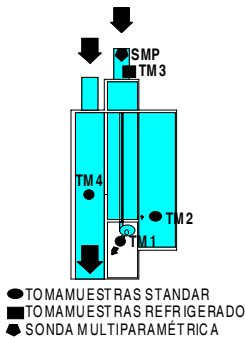
SUCESO

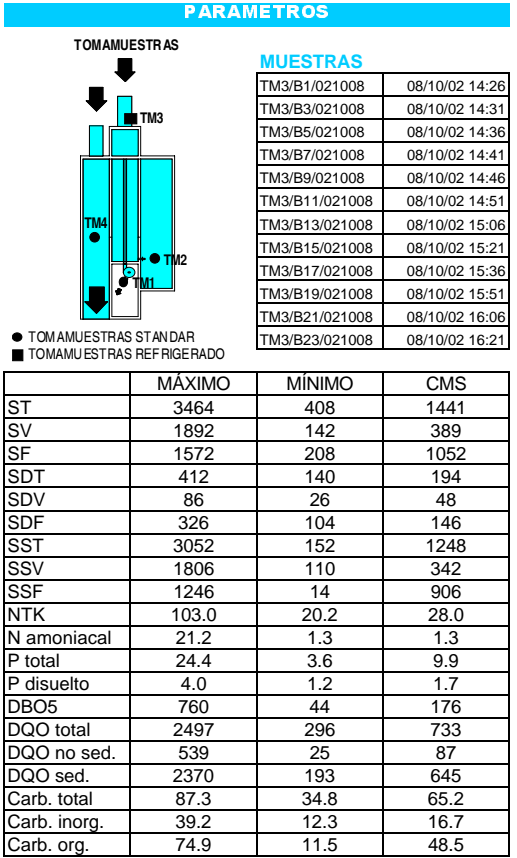
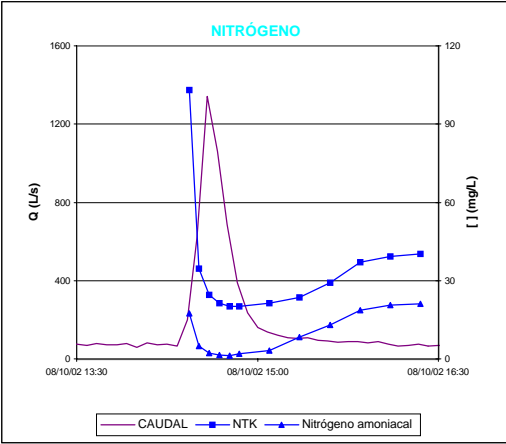
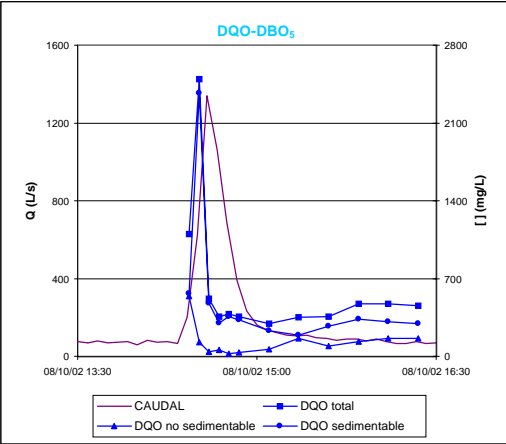
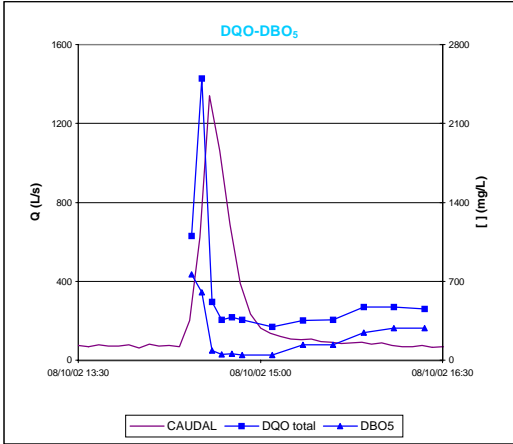
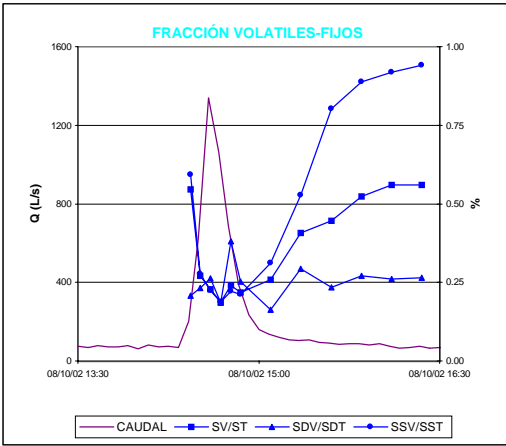
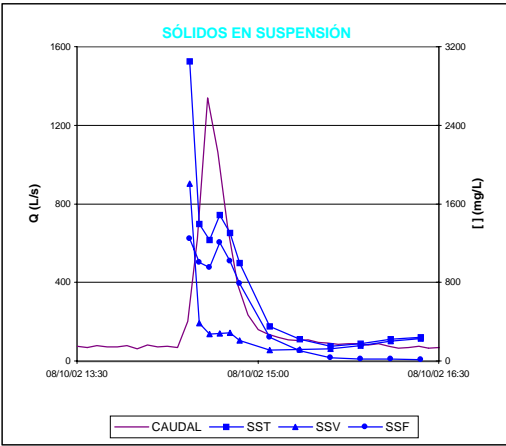
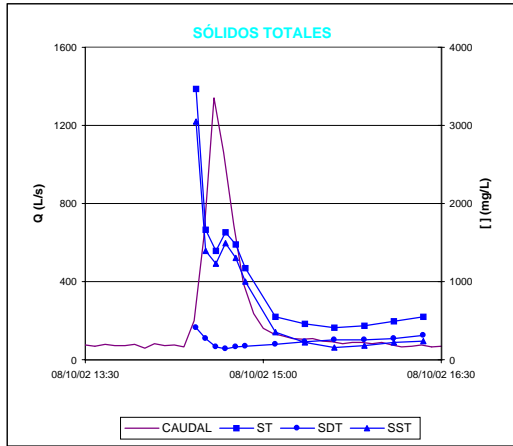
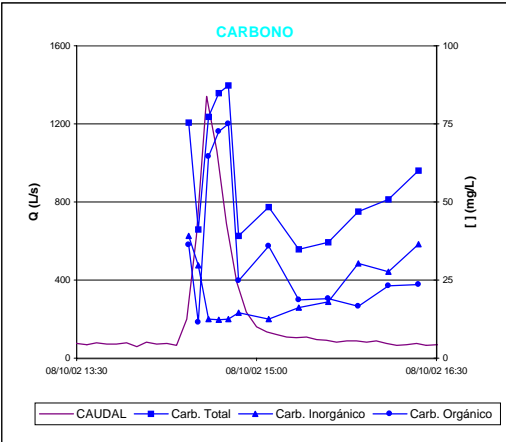
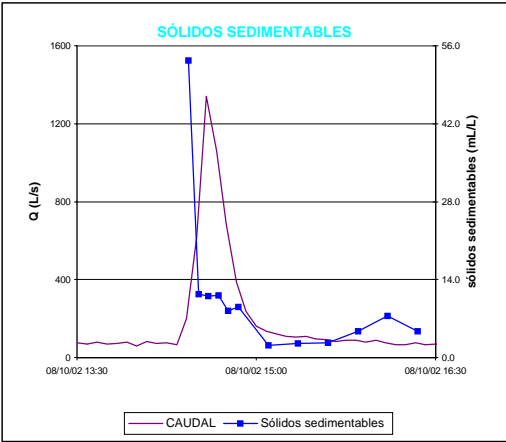
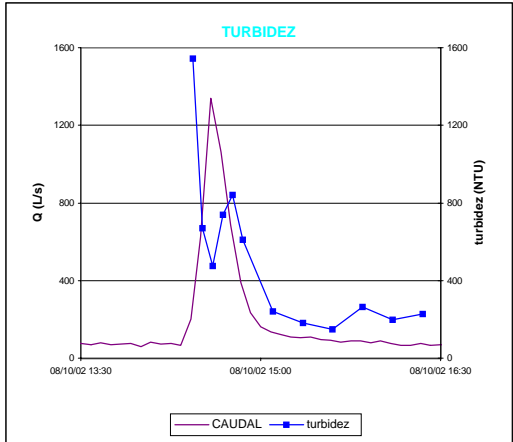
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | octubre |
| Tipo de suceso | tipo C |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 08/10/02 14:16 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 08/10/02 16:25 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 4 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 4 |
| Nº de muestras capturadas en total | 32 |
| Nº de muestras analizadas | 32 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 8 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 08/10/02 14:13 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 08/10/02 15:28 |

SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | - | - | - |
| Conductividad (µS/cm) | - | - | - |
| Temperatura (°C) | - | - | - |

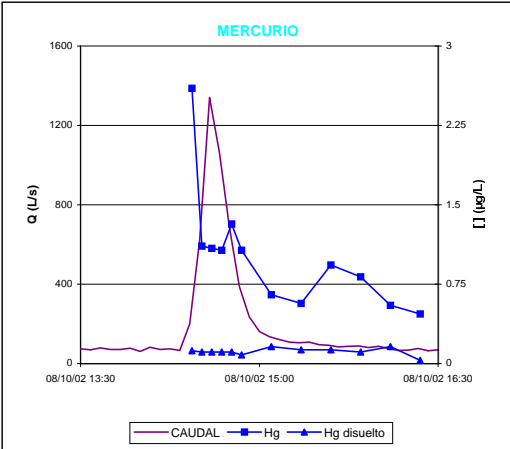
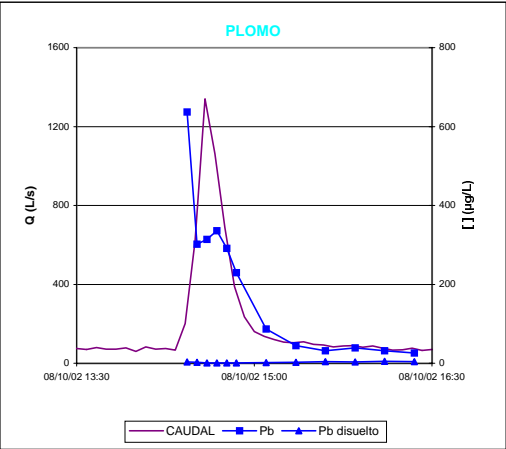
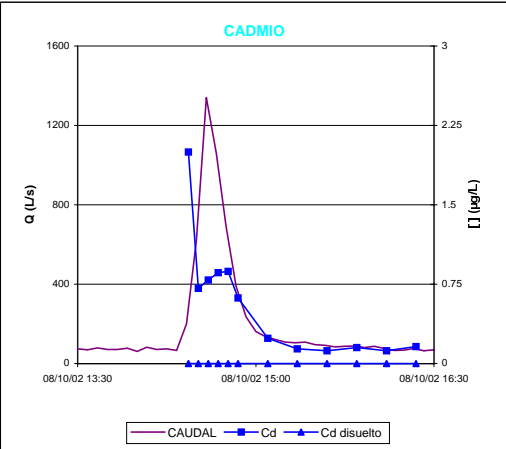
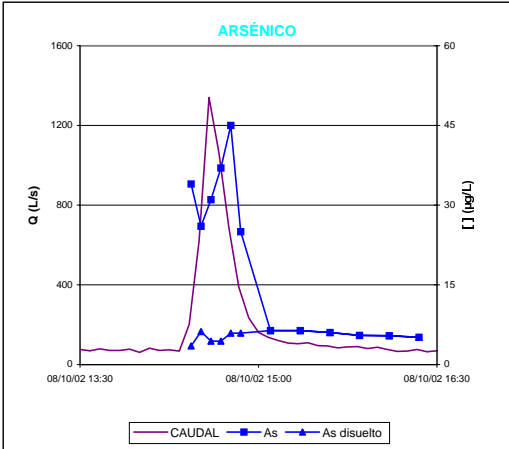
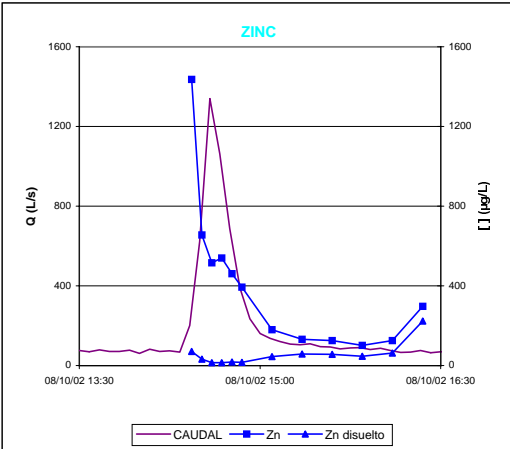
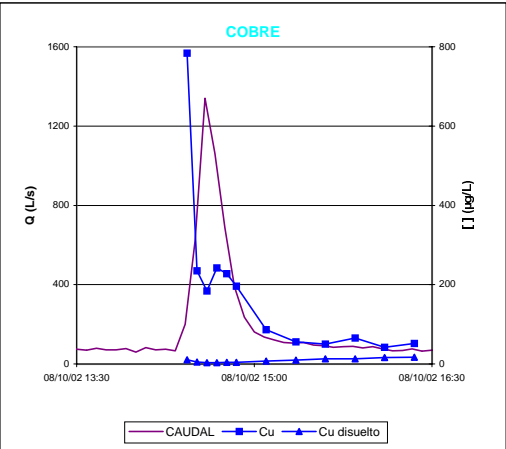
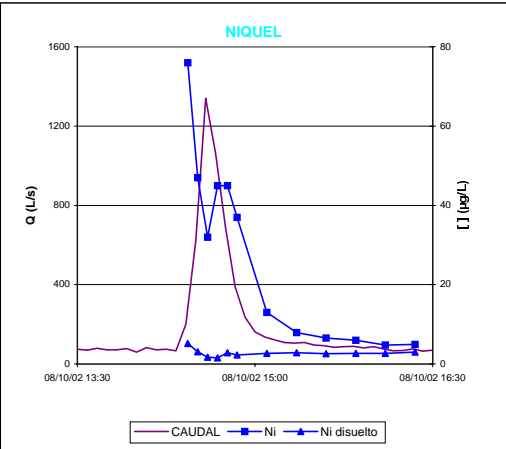
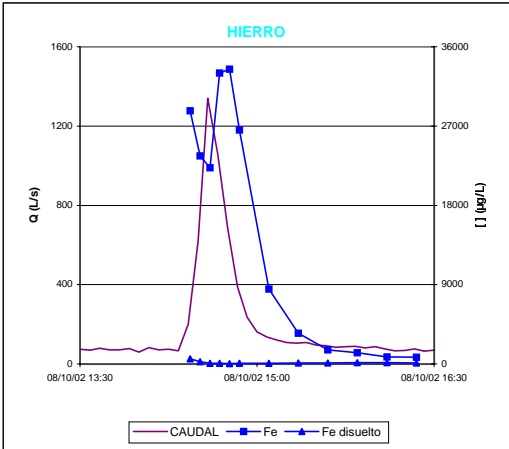
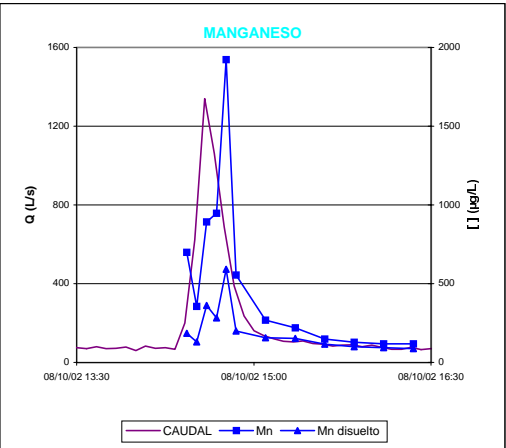
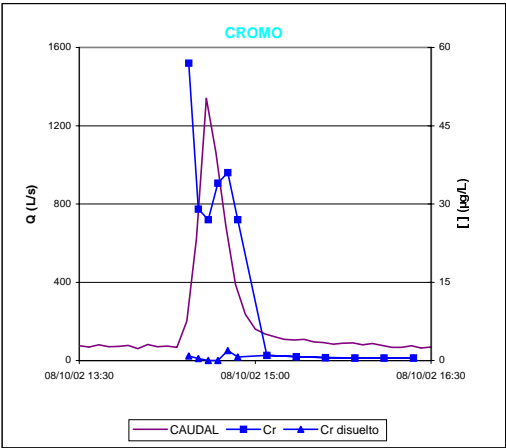
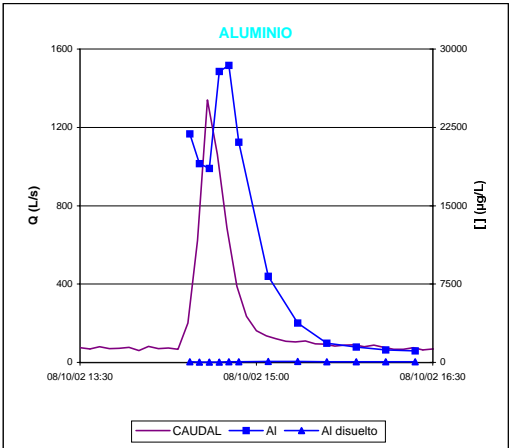
MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN

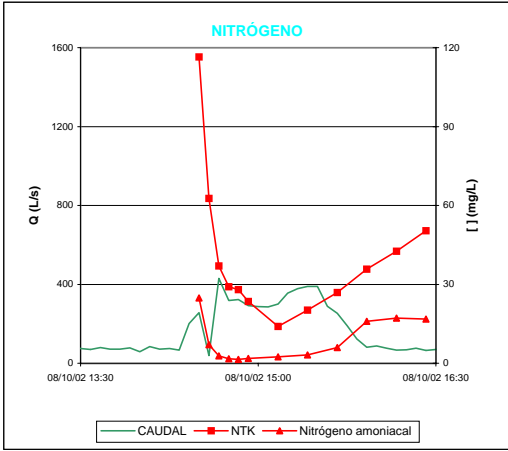
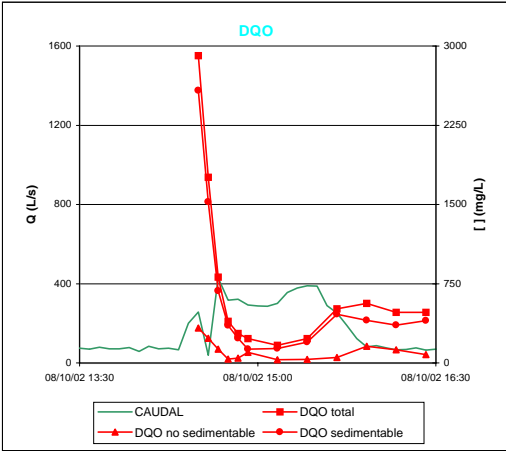
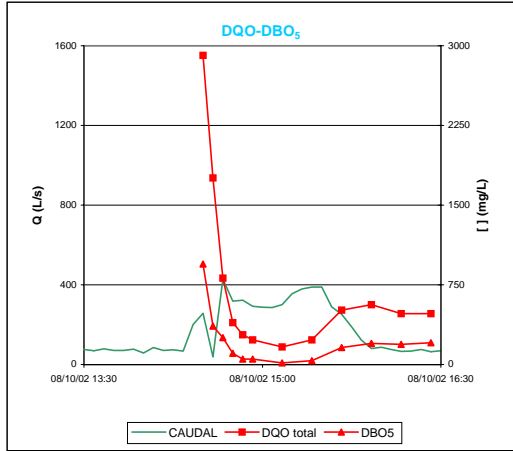
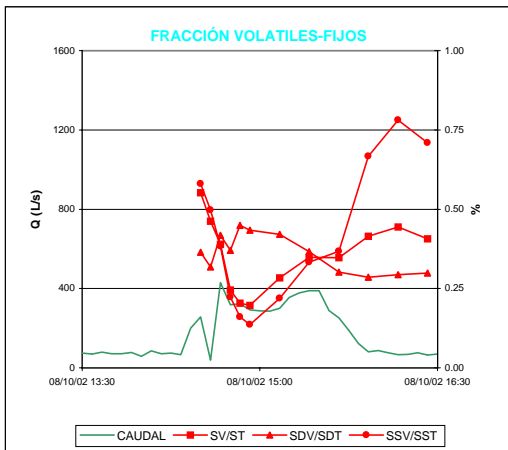
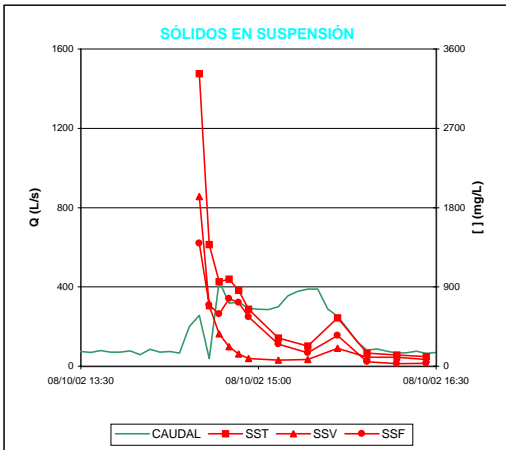
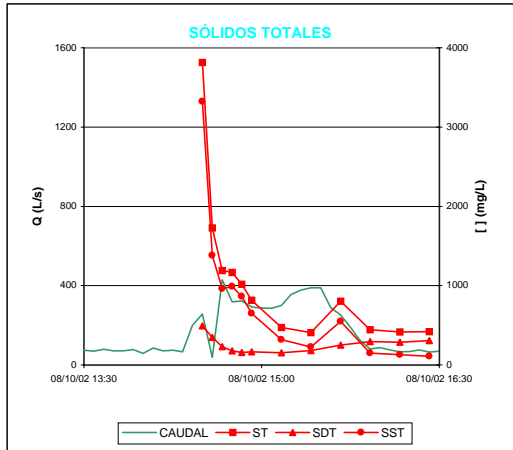
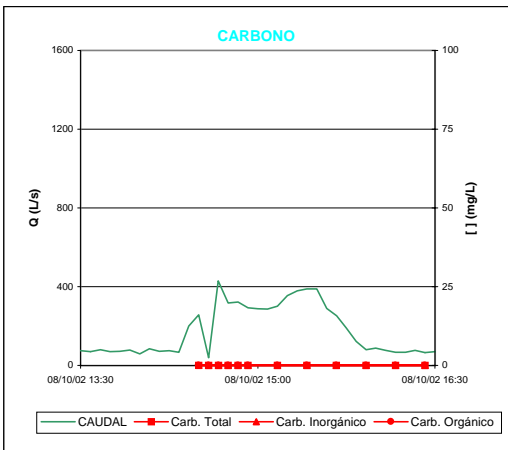
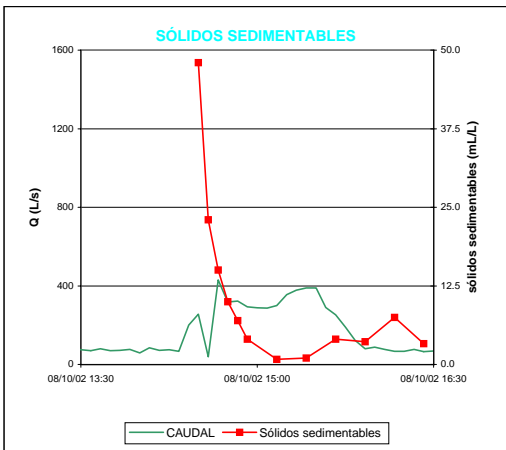
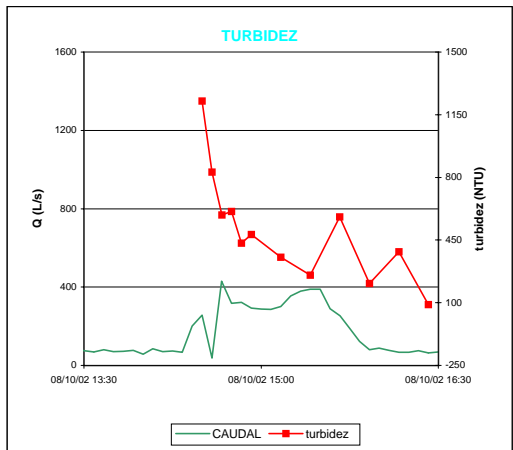




PARAMETROS

| | MÁXIMO | MINIMO | CMS |
|-------------|--------------|-------------|--------------|
| Al (Al dis) | 28450 (79.0) | 1115 (31.6) | 20307 (46.2) |
| Cr (Cr dis) | 57.0 (1.90) | 0.50 (0.00) | 27.7 (0.52) |
| Mn (Mn dis) | 1923 (592) | 117 (88.0) | 812 (286) |
| Fe (Fe dis) | 33460 (568) | 762 (48.0) | 24445 (118) |
| Ni (Ni dis) | 76.0 (5.20) | 4.80 (1.50) | 38.0 (2.38) |
| Cu (Cu dis) | 784 (17.0) | 42.0 (2.92) | 224 (4.70) |
| Zn (Zn dis) | 1436 (223) | 102 (14.2) | 517 (25.3) |
| As (As dis) | 45.0 (6.40) | 5.10 (3.50) | 29.2 (5.23) |
| Cd (Cd dis) | 2.00 (0.00) | 0.12 (0.00) | 0.76 (0.00) |
| Pb (Pb dis) | 637 (5.09) | 26.0 (0.67) | 287 (1.27) |
| Hg (Hg dis) | 2.60 (0.16) | 0.47 (0.03) | 1.13 (0.11) |





PARAMETROS

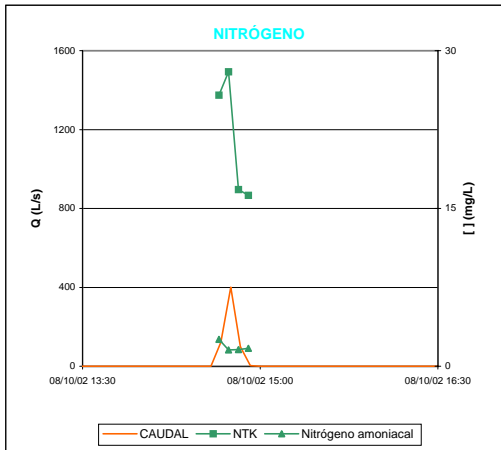
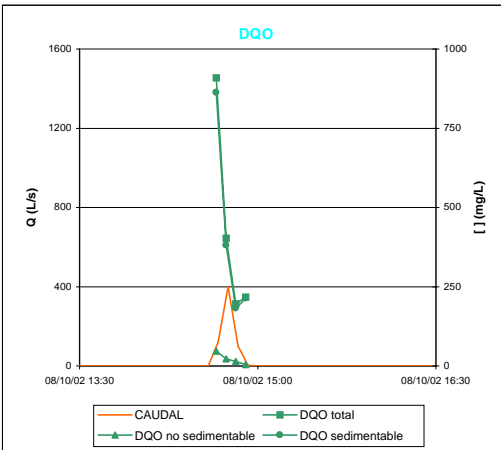
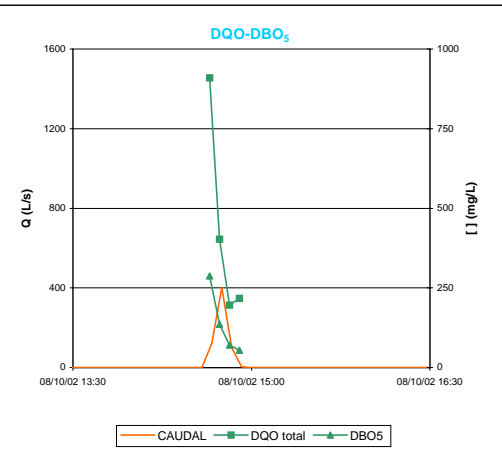
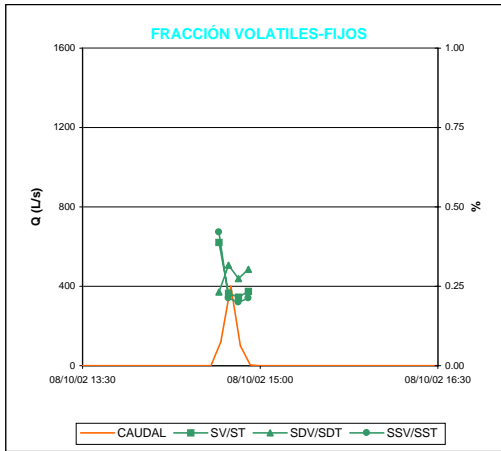
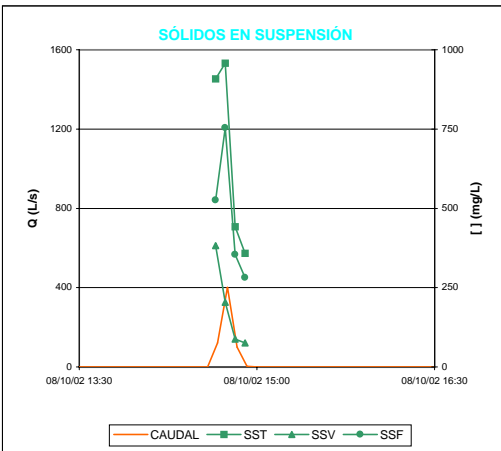
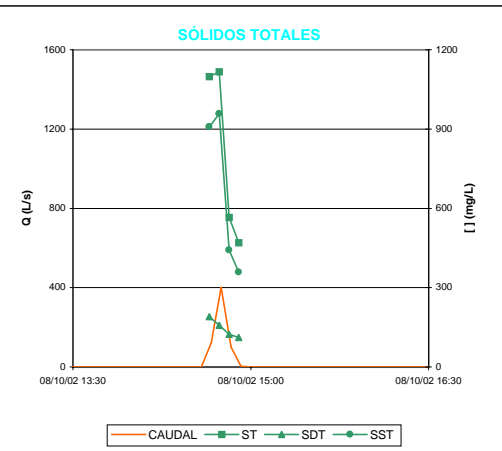
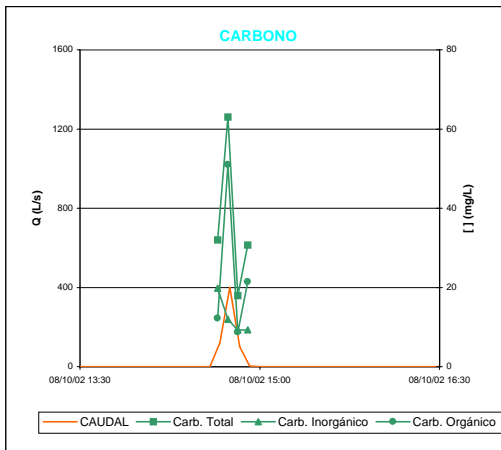
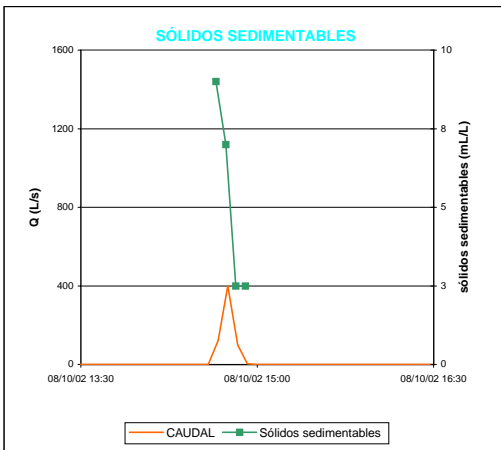
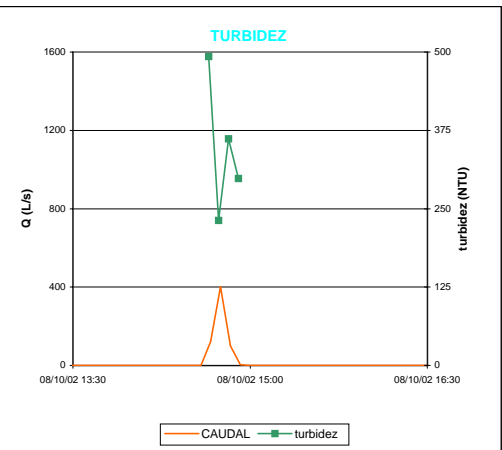
TOMAMUESTRAS

● TOMAMUESTRAS STANDAR
■ TOMAMUESTRAS REFRIGERADO

MUESTRAS

| Sample ID | Time |
|----------------|----------------|
| TM1/B1/021008 | 08/10/02 14:30 |
| TM1/B3/021008 | 08/10/02 14:35 |
| TM1/B5/021008 | 08/10/02 14:40 |
| TM1/B7/021008 | 08/10/02 14:45 |
| TM1/B9/021008 | 08/10/02 14:50 |
| TM1/B11/021008 | 08/10/02 14:55 |
| TM1/B13/021008 | 08/10/02 15:10 |
| TM1/B15/021008 | 08/10/02 15:25 |
| TM1/B17/021008 | 08/10/02 15:40 |
| TM1/B19/021008 | 08/10/02 15:55 |
| TM1/B21/021008 | 08/10/02 16:10 |
| TM1/B23/021008 | 08/10/02 16:25 |

| Parameter | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 3814 | 408 | - |
| SV | 2106 | 134 | - |
| SF | 1708 | 230 | - |
| SDT | 494 | 152 | - |
| SDV | 180 | 64 | - |
| SDF | 314 | 86 | - |
| SST | 3320 | 110 | - |
| SSV | 1926 | 70 | - |
| SSF | 1394 | 28 | - |
| NTK | 116.5 | 14.0 | - |
| N amoniacal | 24.8 | 1.5 | - |
| P total | 34.8 | 2.7 | - |
| P disuelto | 4.1 | 0.9 | - |
| DBO5 | 944 | 15 | - |
| DQO total | 2910 | 166 | - |
| DQO no sed. | 331 | 31 | - |
| DQO sed. | 2579 | 131 | - |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |



PARAMETROS

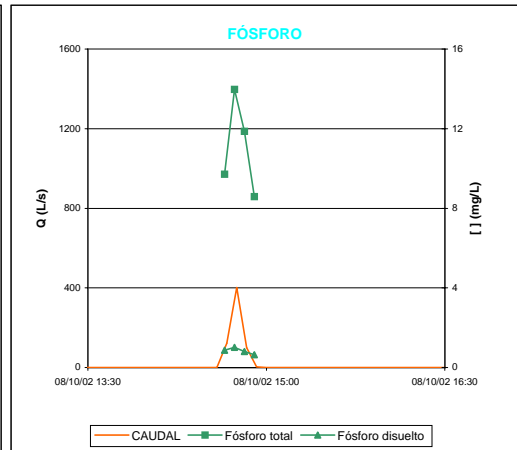
TOMAMUESTRAS

● TOMAMUESTRAS STANDAR
■ TOMAMUESTRAS REFRIGERADO

MUESTRAS

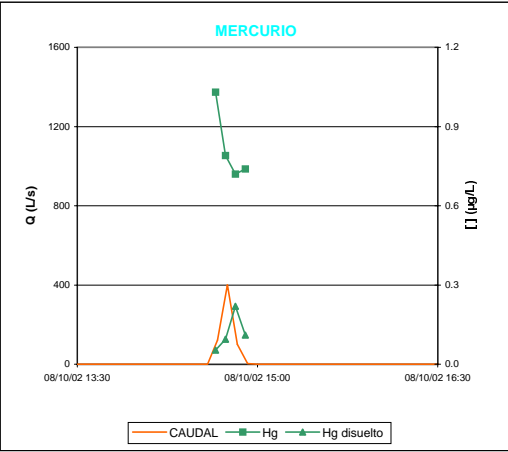
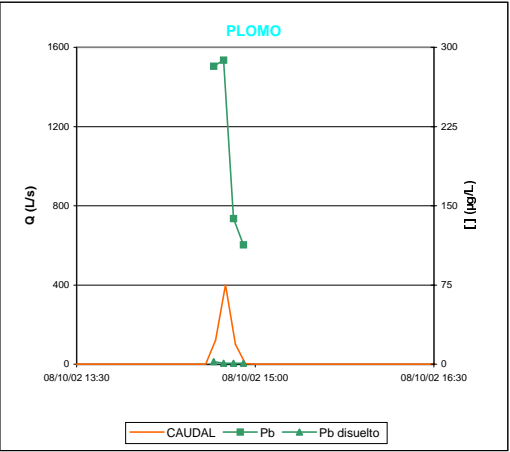
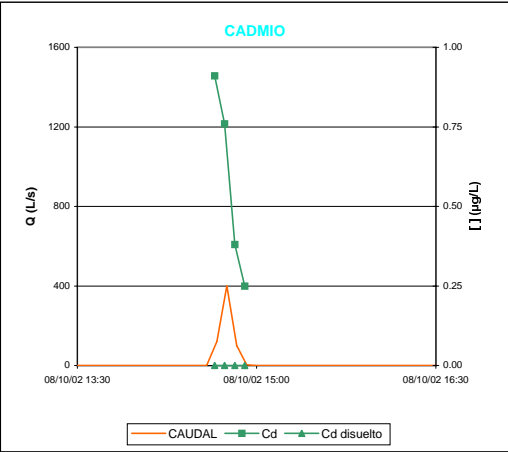
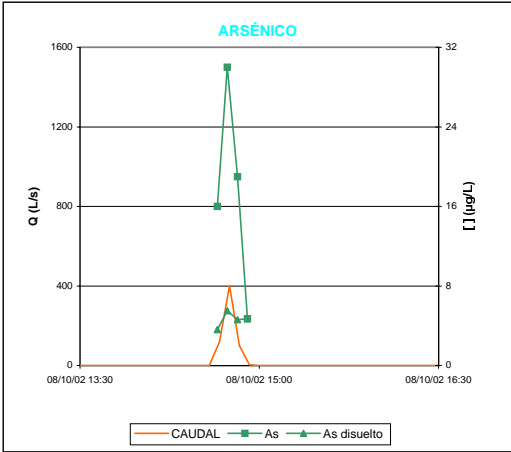
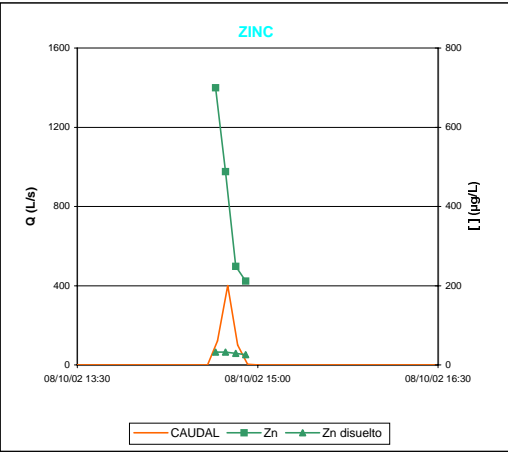
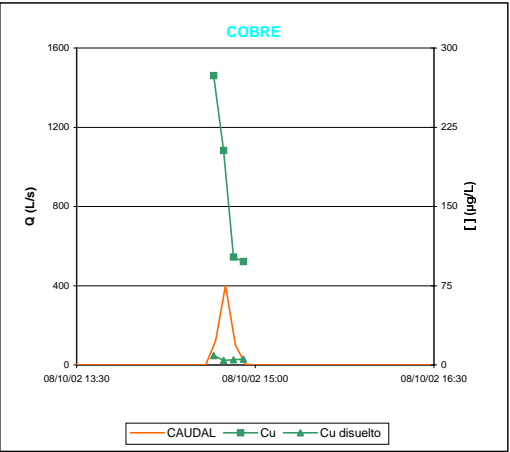
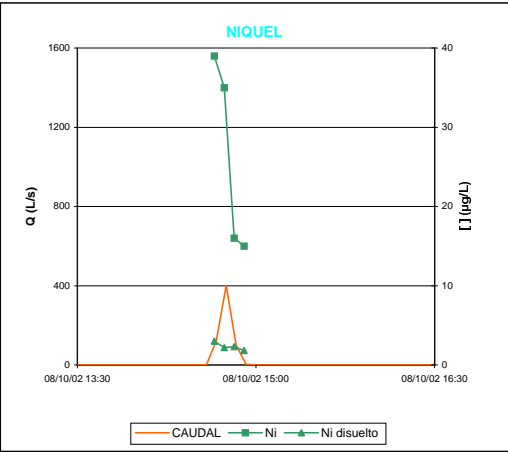
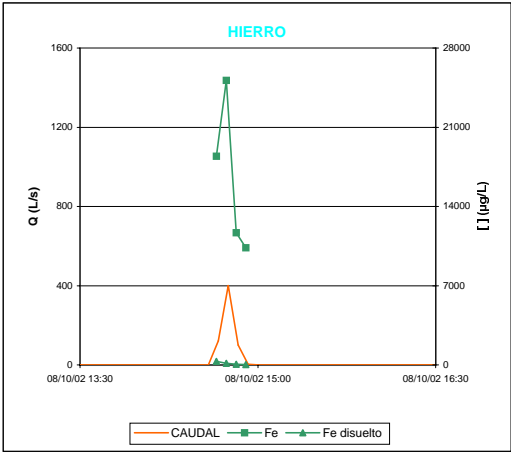
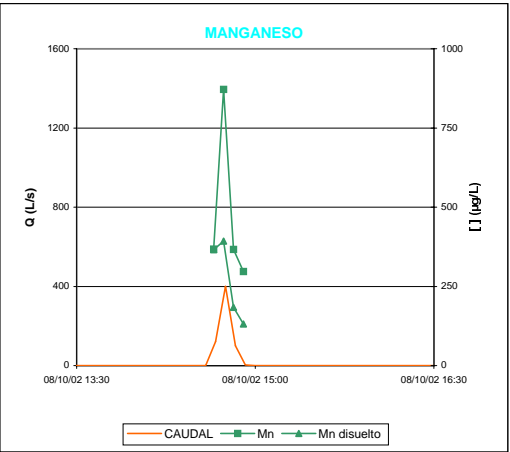
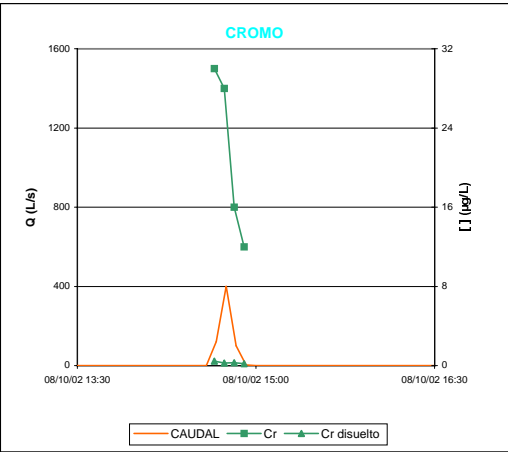
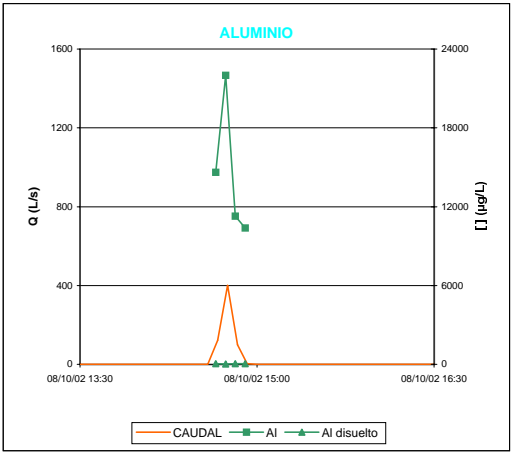
| Sample ID | Time |
|----------------|----------------|
| TM4/B1/021008 | 08/10/02 14:39 |
| TM4/B3/021008 | 08/10/02 14:44 |
| TM4/B5/021008 | 08/10/02 14:49 |
| TM4/B7/021008 | 08/10/02 14:54 |
| TM4/B9/021008 | - |
| TM4/B11/021008 | - |
| TM4/B13/021008 | - |
| TM4/B15/021008 | - |
| TM4/B17/021008 | - |
| TM4/B19/021008 | - |
| TM4/B21/021008 | - |
| TM4/B23/021008 | - |

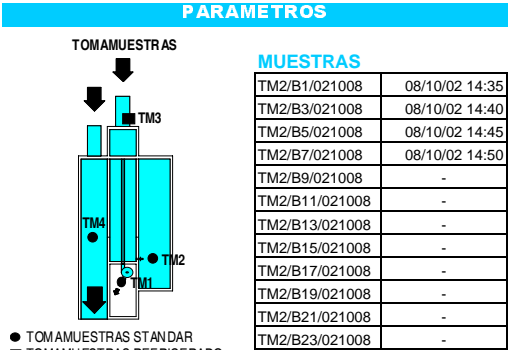
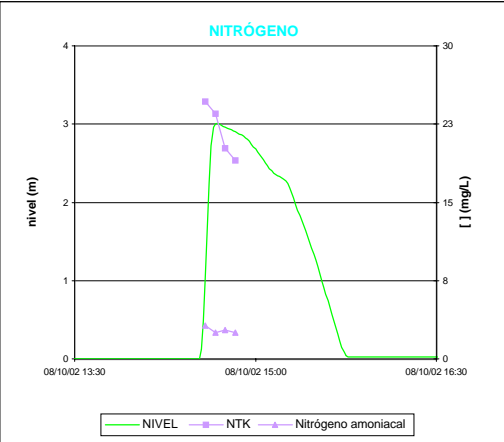
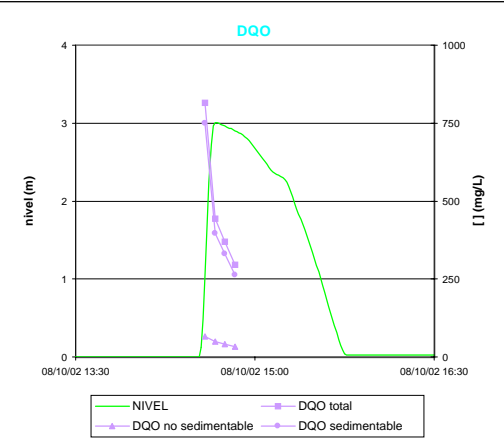
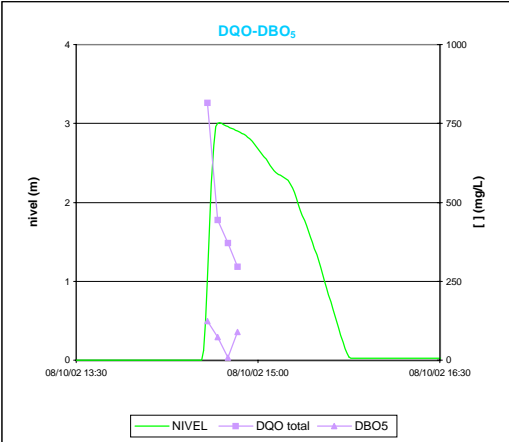
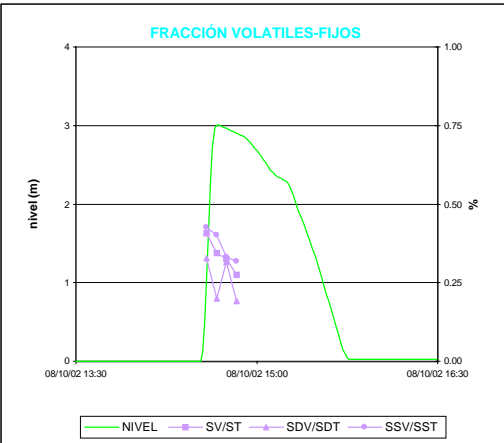
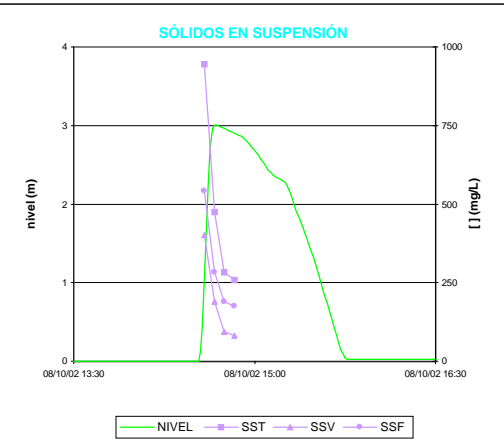
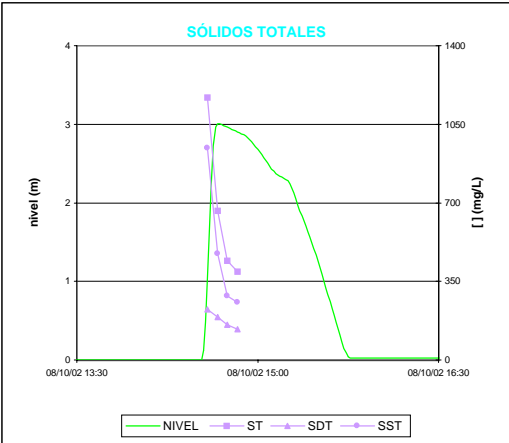
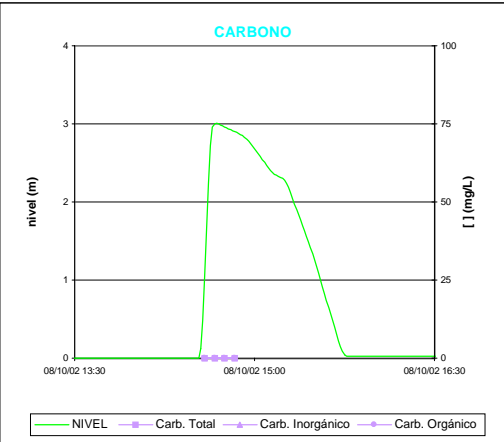
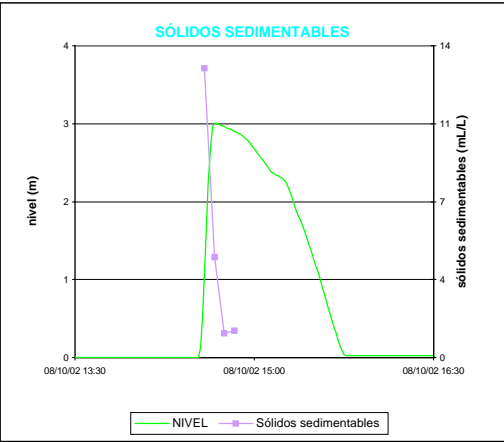
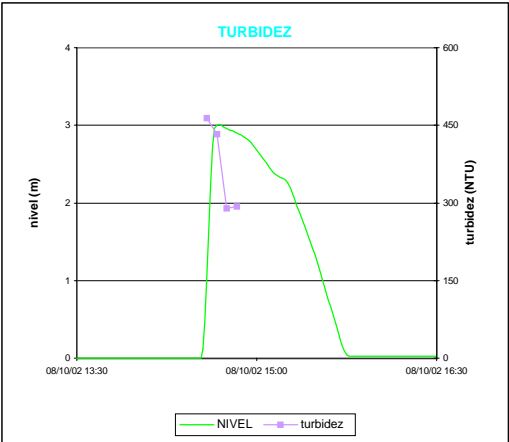
| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMV |
|--------------|--------|--------|------|
| ST | 1116 | 470 | 983 |
| SV | 426 | 110 | 230 |
| SF | 862 | 360 | 754 |
| SDT | 190 | 112 | 151 |
| SDV | 50 | 34 | 46 |
| SDF | 146 | 78 | 105 |
| SST | 958 | 358 | 832 |
| SSV | 382 | 76 | 184 |
| SSF | 754 | 282 | 649 |
| NTK | 28.0 | 16.2 | 25.3 |
| N amoniacal | 2.6 | 1.5 | 1.6 |
| P total | 14.0 | 8.6 | 13.2 |
| P disuelto | 1.0 | 0.6 | 1.0 |
| DBO5 | 287 | 54 | 126 |
| DQO total | 910 | 196 | 375 |
| DQO no sed. | 47 | 4 | 21 |
| DQO sed. | 863 | 182 | 354 |
| Carb. total | 63.0 | 17.9 | 51.3 |
| Carb. inorg. | 19.8 | 9.2 | 11.7 |
| Carb. org. | 51.0 | 8.7 | 39.7 |



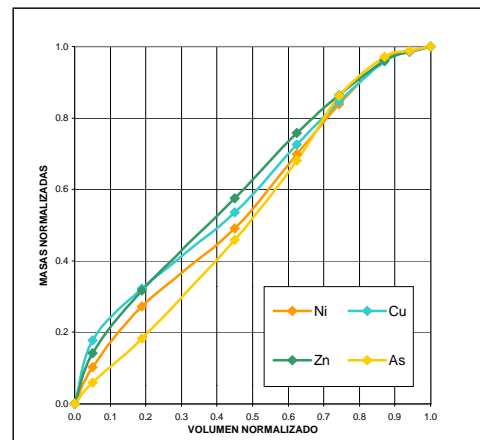
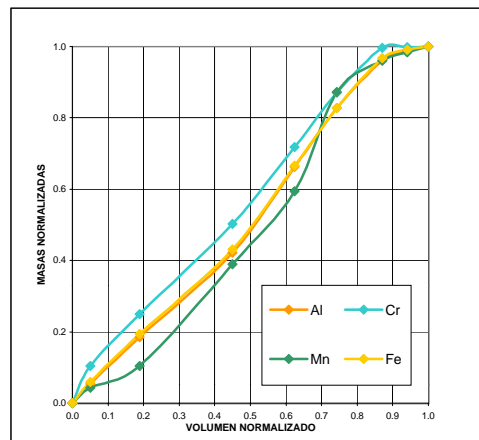
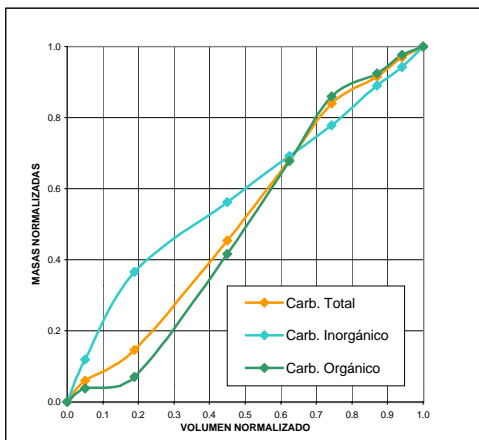
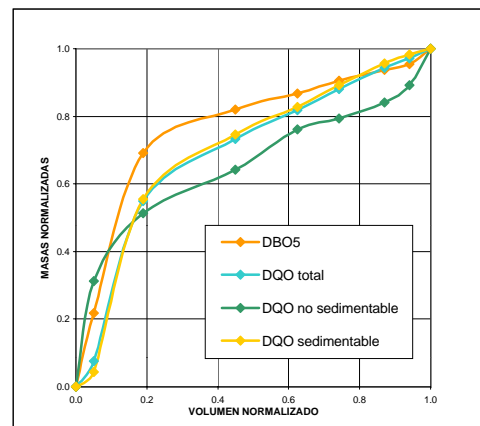
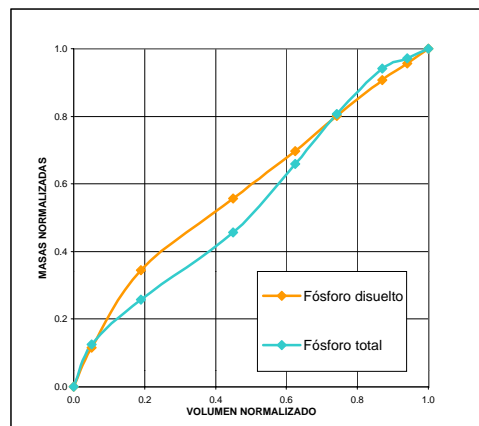
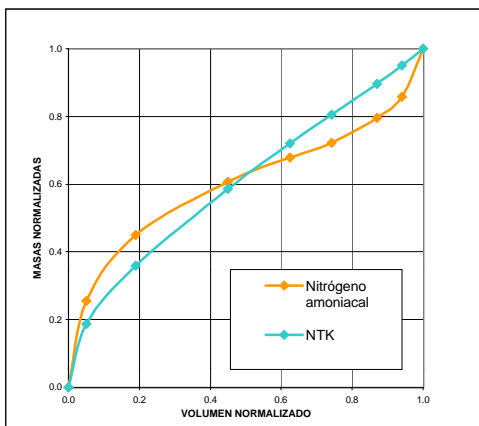
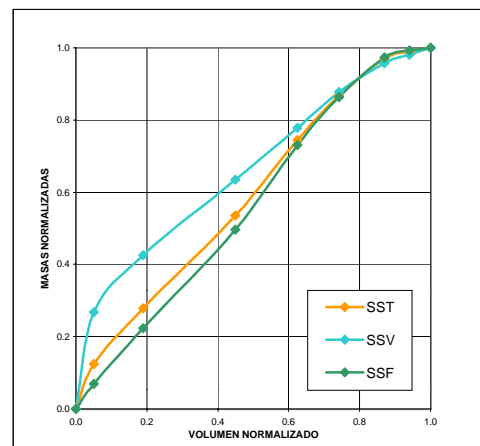
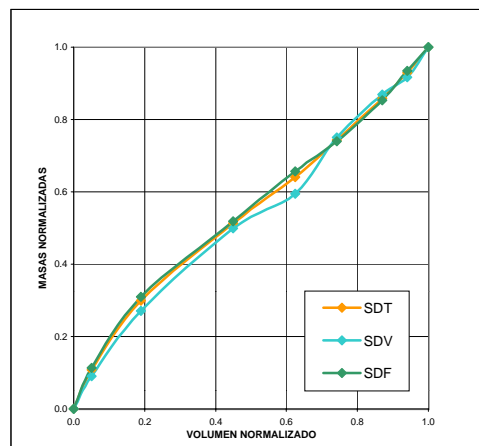
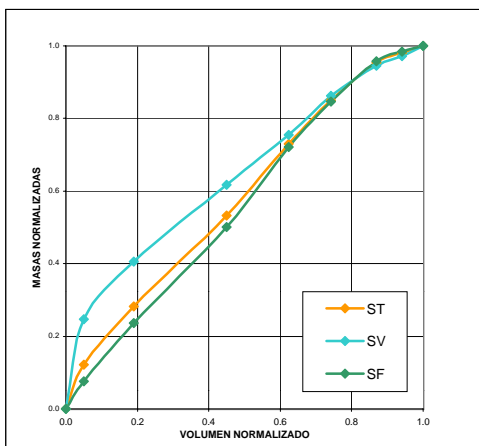
PARAMETROS

| | | MÁXIMO | MINIMO | CMV |
|----|----------|--------------|--------------|--------------|
| Al | (Al dis) | 22000 (46.0) | 10382 (34.0) | 19146 (36.8) |
| Cr | (Cr dis) | 30.0 (0.45) | 12.0 (0.18) | 25.2 (0.28) |
| Mn | (Mn dis) | 872 (393) | 297 (131) | 731 (342) |
| Fe | (Fe dis) | 25130 (310) | 10358 (42.0) | 21654 (135) |
| Ni | (Ni dis) | 39.0 (3.00) | 15.0 (1.80) | 30.7 (2.25) |
| Cu | (Cu dis) | 274 (8.70) | 98.0 (4.20) | 182 (4.56) |
| Zn | (Zn dis) | 700 (32.0) | 212 (26.0) | 440 (31.2) |
| As | (As dis) | 30.0 (5.50) | 4.70 (3.60) | 26.6 (5.21) |
| Cd | (Cd dis) | 0.91 (0.00) | 0.25 (0.00) | 0.67 (0.00) |
| Pb | (Pb dis) | 288 (2.40) | 113 (0.95) | 252 (1.06) |
| Hg | (Hg dis) | 1.03 (0.22) | 0.72 (0.05) | 0.78 (0.12) |





| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 1170 | 394 | - |
| SV | 476 | 108 | - |
| SF | 694 | 286 | - |
| SDT | 226 | 136 | - |
| SDV | 74 | 26 | - |
| SDF | 152 | 108 | - |
| SST | 944 | 258 | - |
| SSV | 402 | 82 | - |
| SSF | 542 | 176 | - |
| NTK | 24.6 | 19.0 | - |
| N amoniacal | 3.2 | 2.5 | - |
| P total | 15.9 | 6.6 | - |
| P disuelto | 1.1 | 0.5 | - |
| DBO5 | 123 | 9 | - |
| DQO total | 815 | 296 | - |
| DQO no sed. | 65 | 33 | - |
| DQO sed. | 750 | 264 | - |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |



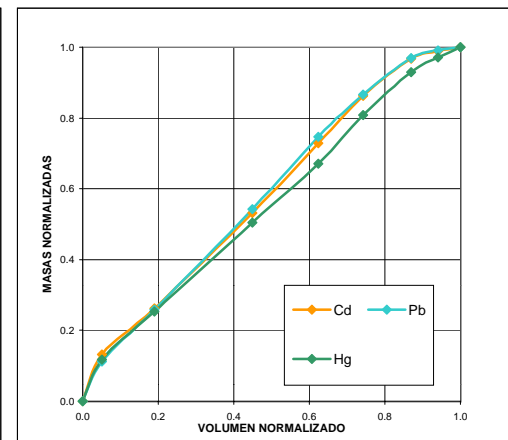
PARAMETROS

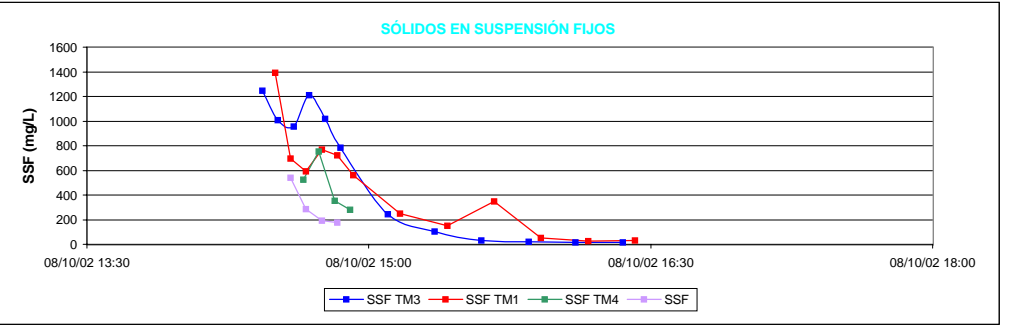
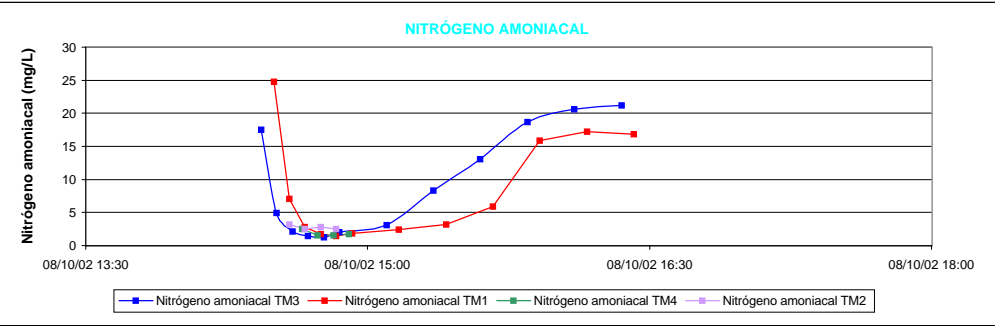
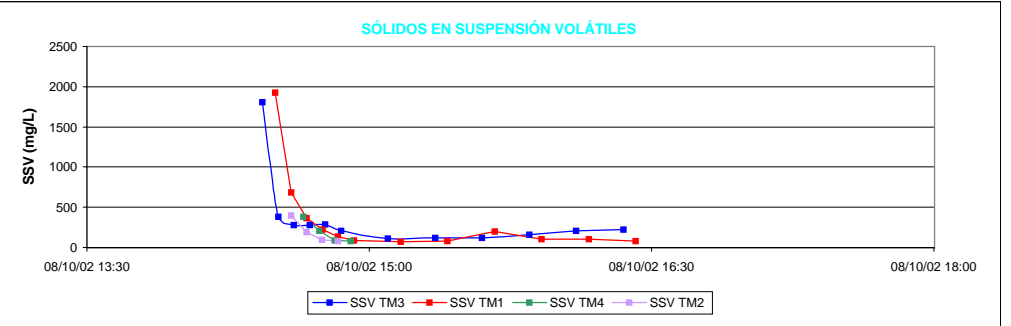
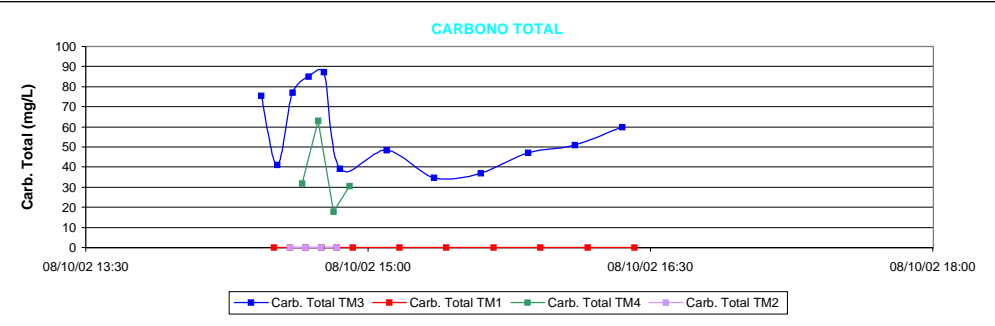
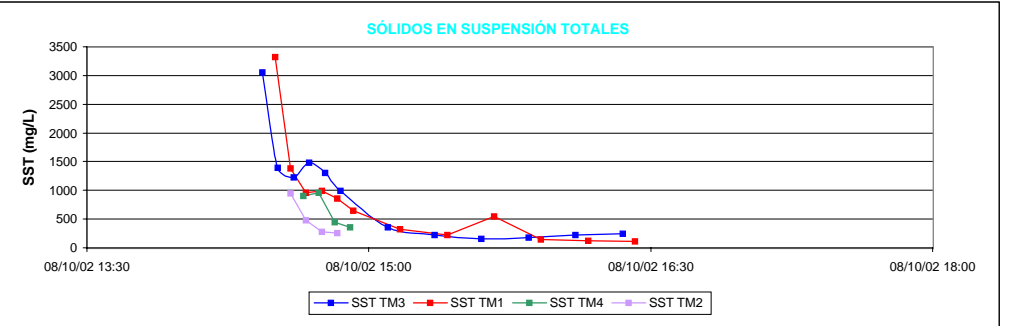
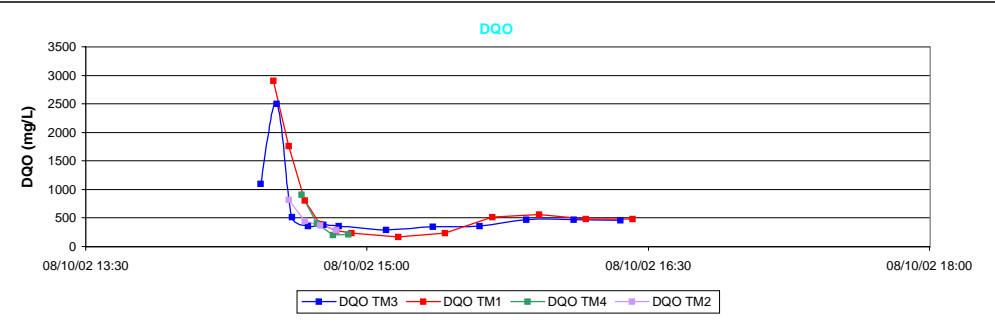
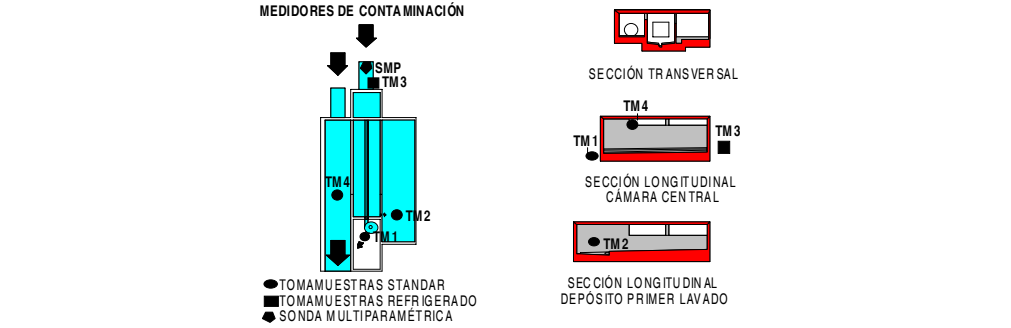
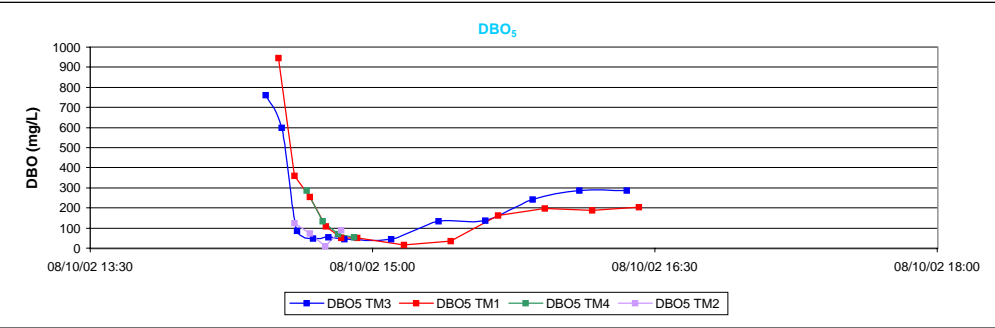
MASAS (KG)

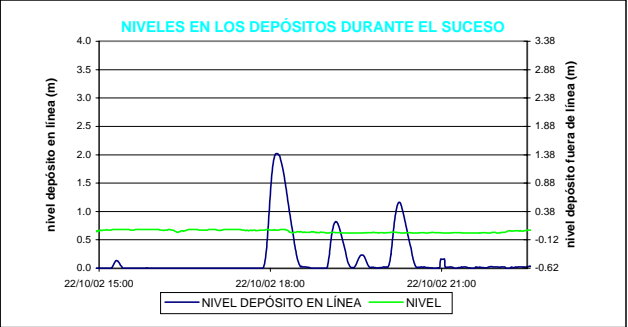
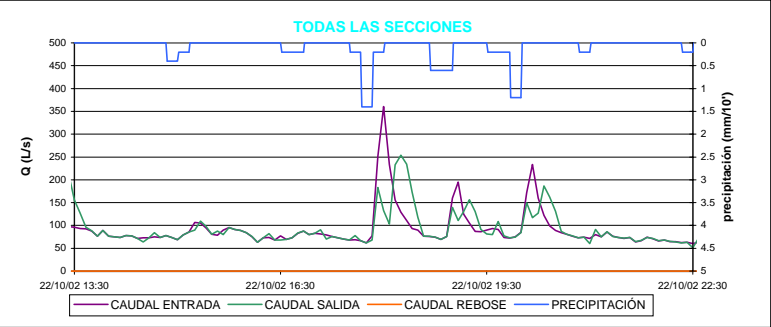
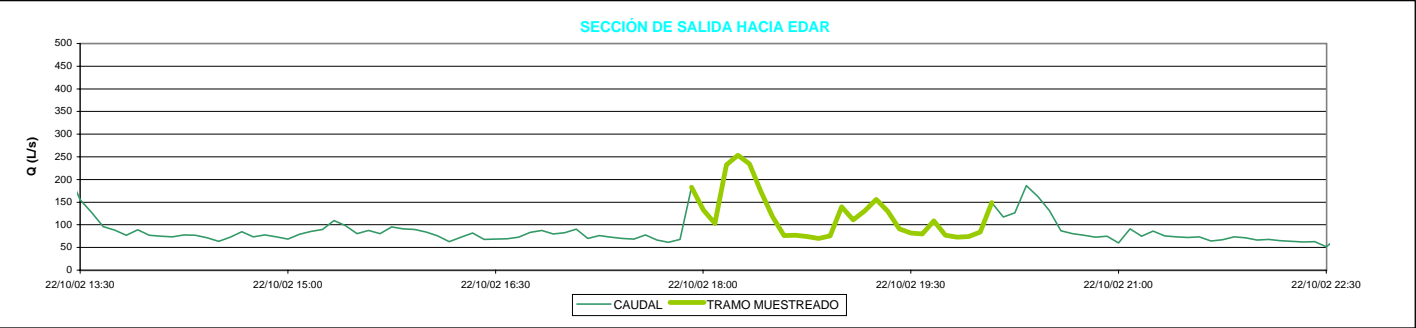
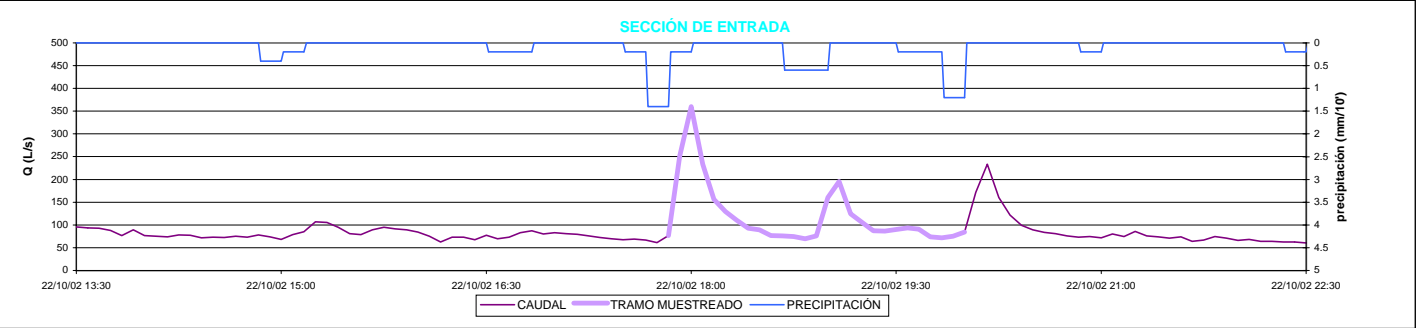
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.72 | 2323.76 | 2267.92 | 55.85 | 97.60 | 28.35 |
| SV | 0.53 | 627.96 | 606.47 | 21.49 | 96.58 | 7.58 |
| SF | 0.79 | 1695.81 | 1661.45 | 34.36 | 97.97 | 20.77 |
| SDT | 0.83 | 312.46 | 278.11 | 34.34 | 89.01 | 3.48 |
| SDV | 0.90 | 77.18 | 66.58 | 10.60 | 86.26 | 0.83 |
| SDF | 0.81 | 235.28 | 211.54 | 23.74 | 89.91 | 2.64 |
| SST | 0.70 | 2011.31 | 1989.80 | 21.50 | 98.93 | 24.87 |
| SSV | 0.50 | 550.78 | 539.89 | 10.89 | 98.02 | 6.75 |
| SSF | 0.79 | 1460.53 | 1449.91 | 10.62 | 99.27 | 18.12 |
| NTK | 0.64 | 45.18 | 40.31 | 4.86 | 89.23 | 0.50 |
| N amoniacal | 0.59 | 5.61 | 3.37 | 2.24 | 60.02 | 0.04 |
| P total | 0.83 | 15.92 | 15.02 | 0.90 | 94.35 | 0.19 |
| P disuelto | 0.70 | 2.80 | 2.20 | 0.60 | 78.56 | 0.03 |
| DBO5 | 0.34 | 283.90 | 248.58 | 35.31 | 87.56 | 3.11 |
| DQO total | 0.48 | 1181.49 | 1121.24 | 60.25 | 94.90 | 14.02 |
| DQO no sed. | 0.46 | 141.01 | 110.72 | 30.29 | 78.52 | 1.38 |
| DQO sed. | 0.48 | 1040.47 | 1010.52 | 29.96 | 97.12 | 12.63 |
| Carb. total | 0.92 | 105.18 | 95.50 | 9.68 | 90.80 | 1.19 |
| Carb. inorg. | 0.70 | 26.92 | 22.74 | 4.17 | 84.50 | 0.28 |
| Carb. org. | 1.00 | 78.26 | 72.76 | 5.50 | 92.97 | 0.91 |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|------|----------|---------|---------|-----------|--------|
| Al | 0.93 | 32740.7 | 32457.7 | 283.0 | 99.14 | 405.72 |
| Cr | 0.75 | 44.64 | 44.64 | 0.00 | 100.00 | 0.56 |
| Mn | 1.04 | 1308.39 | 1297.69 | 10.69 | 99.18 | 16.22 |
| Fe | 0.91 | 39411.8 | 39272.3 | 139.5 | 99.65 | 490.90 |
| Ni | 0.77 | 61.25 | 60.66 | 0.58 | 99.05 | 0.76 |
| Cu | 0.66 | 360.92 | 353.22 | 7.70 | 97.87 | 4.42 |
| Zn | 0.65 | 834.16 | 822.33 | 11.83 | 98.58 | 10.28 |
| As | 0.87 | 47.06 | 47.06 | 0.00 | 100.00 | 0.59 |
| Cd | 0.72 | 1.23 | 1.20 | 0.03 | 97.90 | 0.02 |
| Pb | 0.71 | 462.91 | 457.98 | 4.93 | 98.93 | 5.72 |
| Hg | 0.80 | 1.82 | 1.82 | 0.00 | 100.00 | 0.02 |







PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

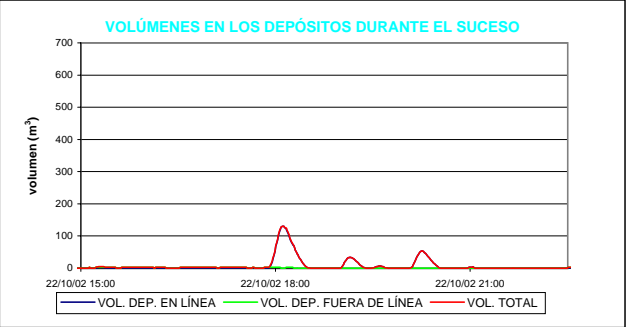
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 4.6 |
| Día y hora de inicio | 22/10/02 15:33 |
| Día y hora de finalización | 22/10/02 19:59 |
| Duración (horas) | 4.43 |
| Intensidad media | 1.04 |
| Hora de máxima precipitación | 17:50 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 1.4 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 22/10/02 17:52 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 22/10/02 20:25 |

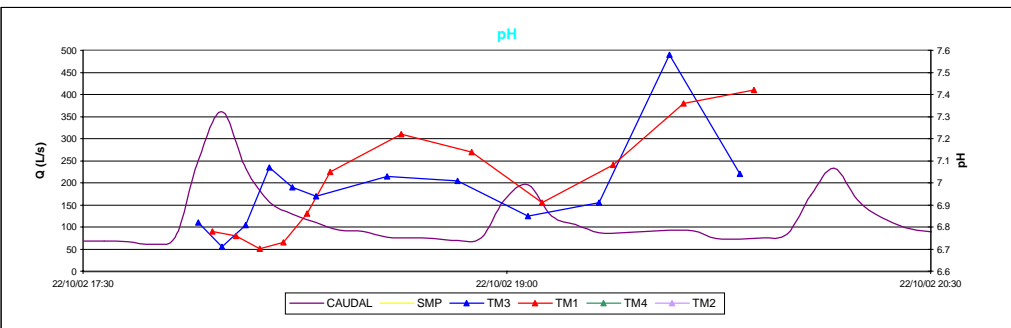
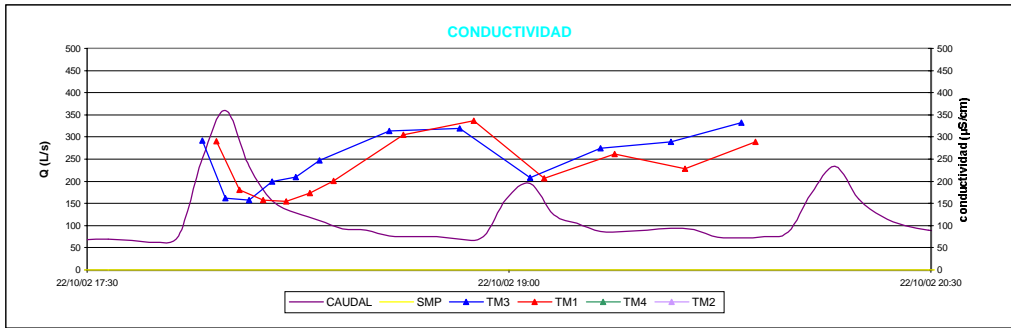
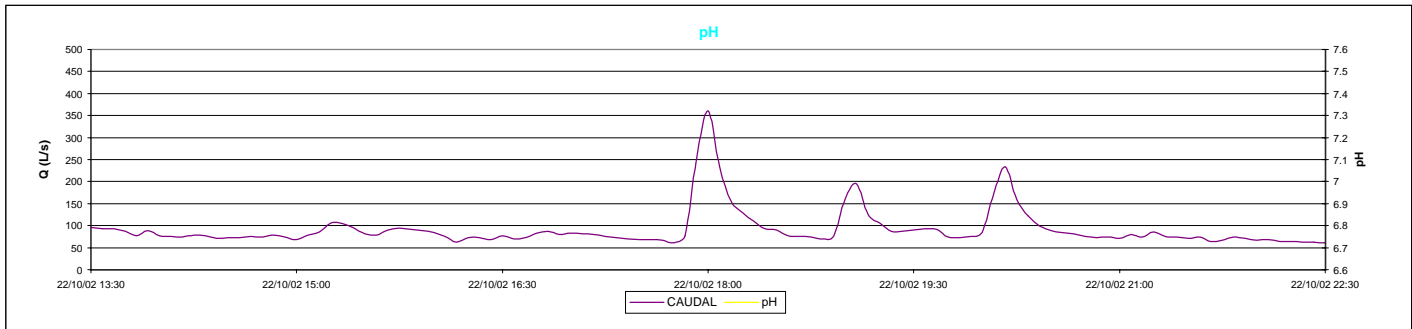
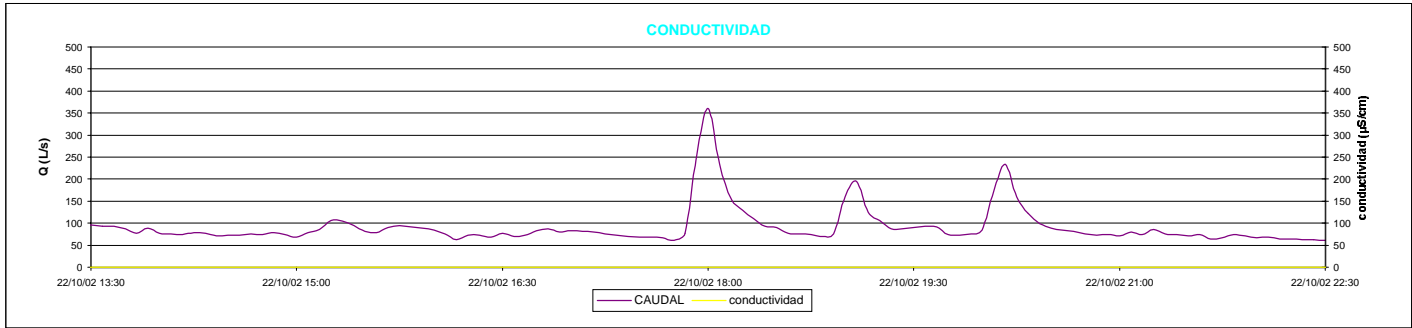
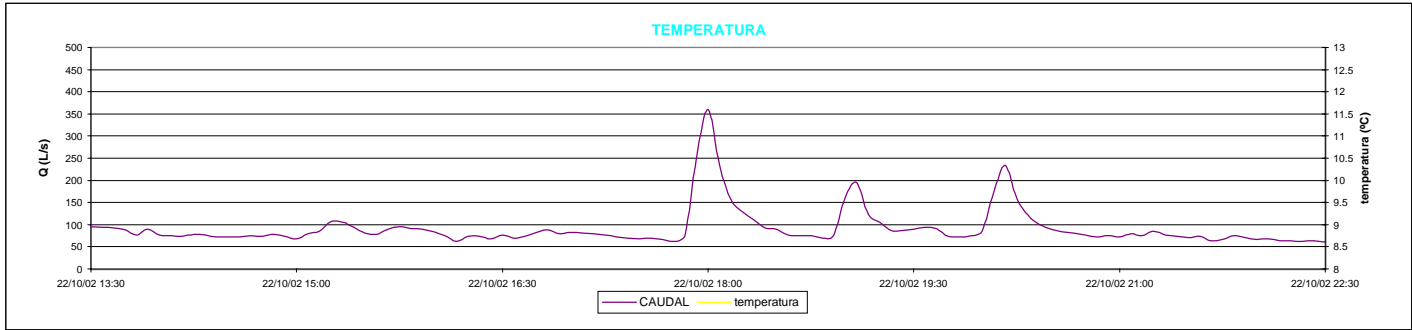
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|-------|
| Volumen total | 474.2 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 68.2 |
| Volumen asignado a escorrentía | 406.0 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 85.6 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 360.4 | 253.8 | - |
| Mínimo | 74.4 | 67.9 | - |
| Media | 143.9 | 143.9 | - |
| Máximo/Media | 2.5 | 1.8 | - |





PARAMETROS

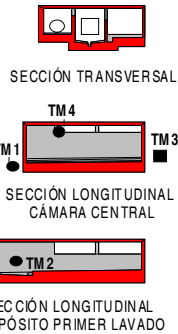
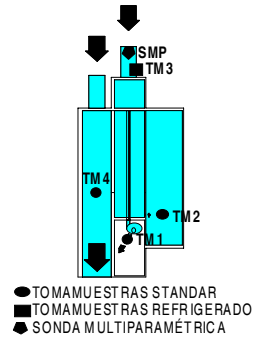
SUCESO

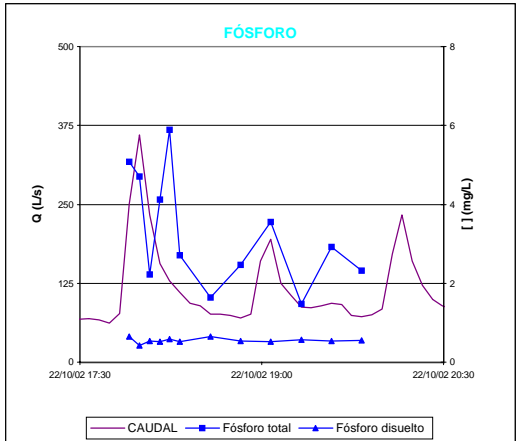
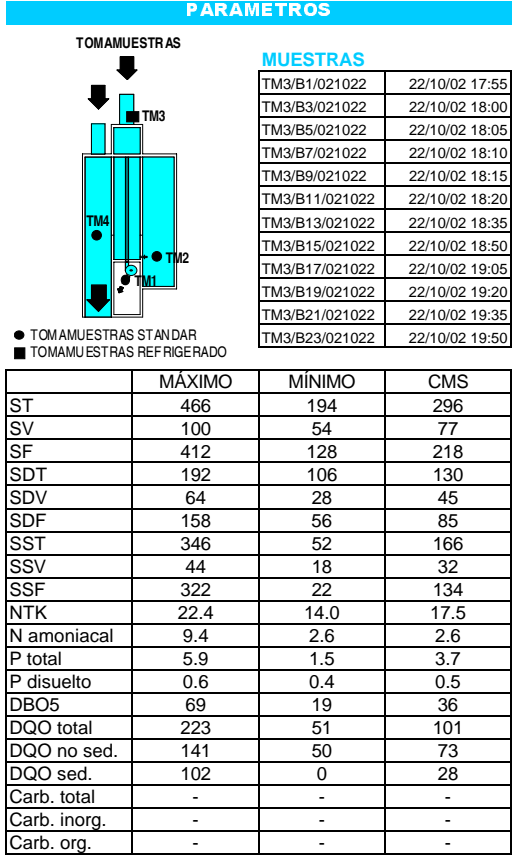
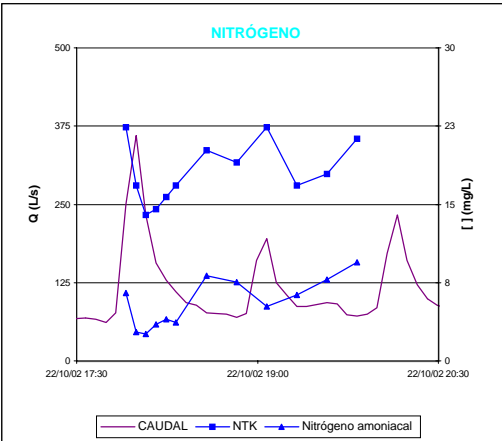
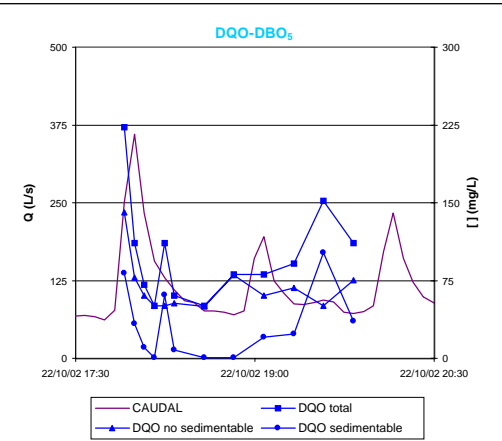
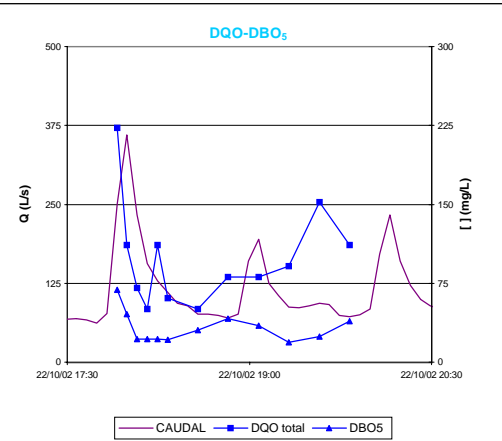
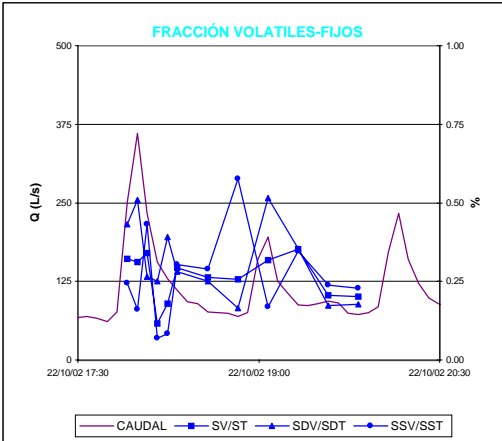
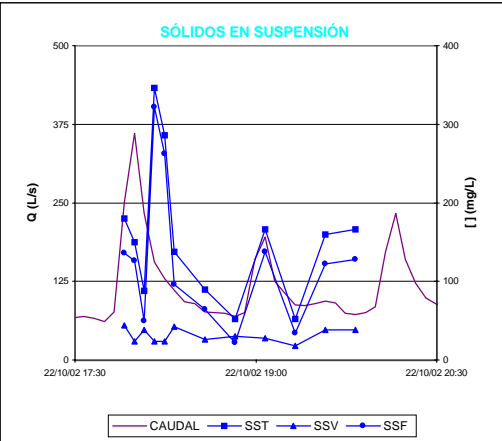
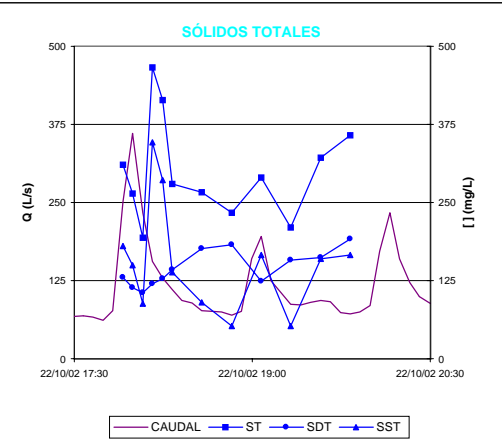
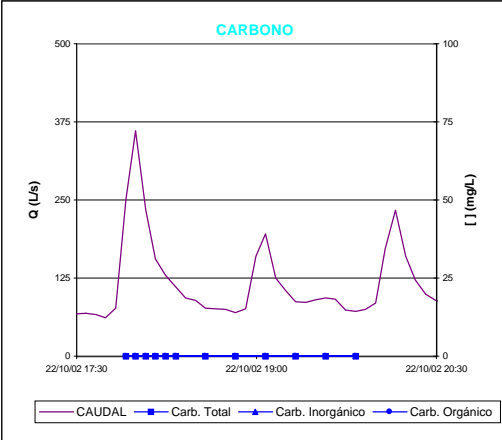
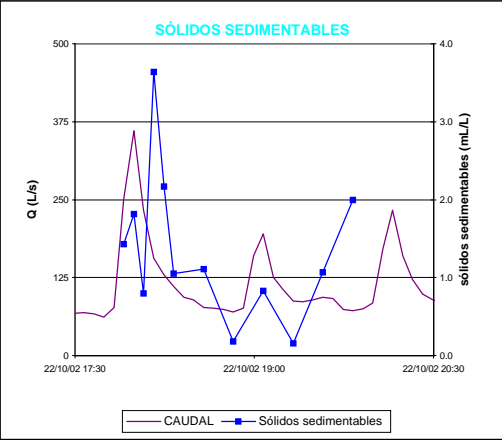
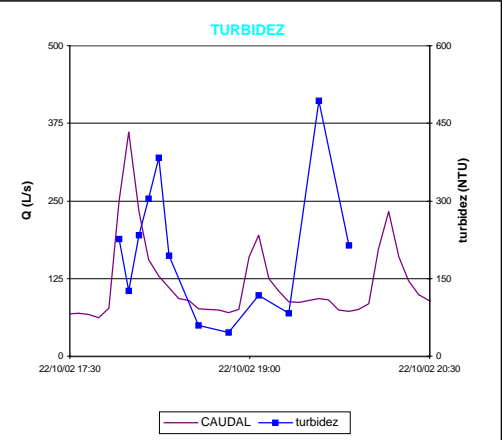
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | octubre |
| Tipo de suceso | tipo A |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 22/10/02 17:55 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 22/10/02 19:53 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 24 |
| Nº de muestras analizadas | 24 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 7 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 22/10/02 17:52 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 22/10/02 18:42 |

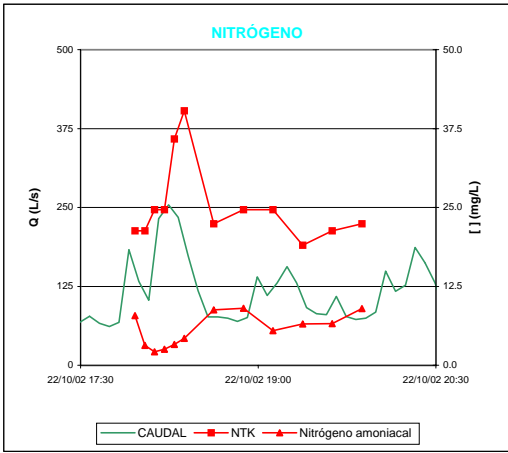
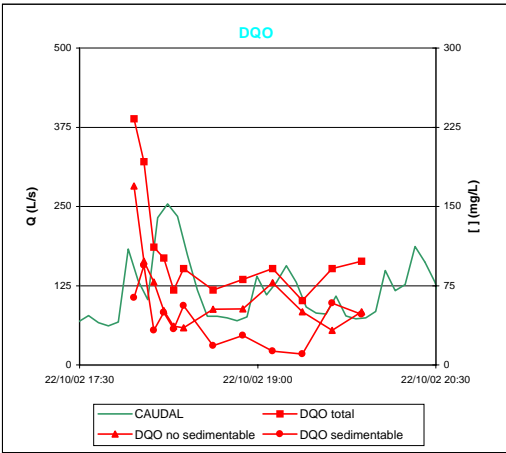
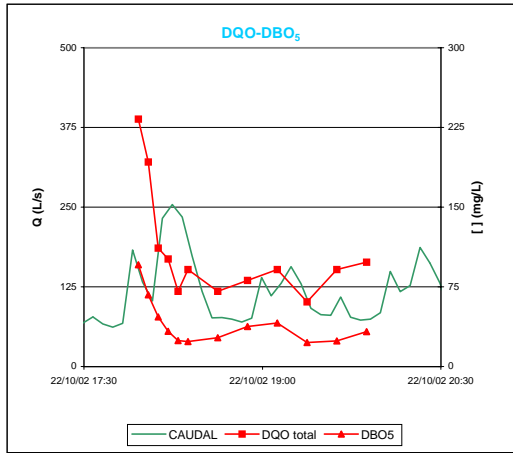
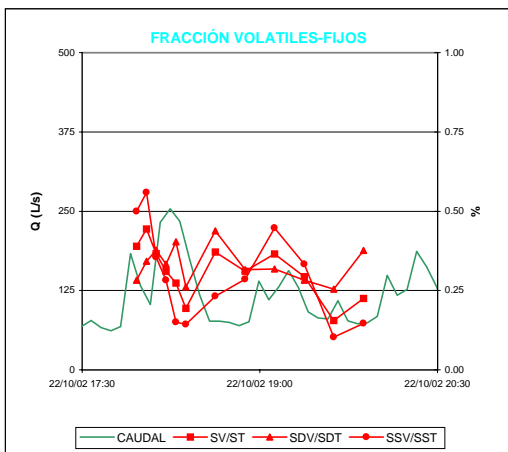
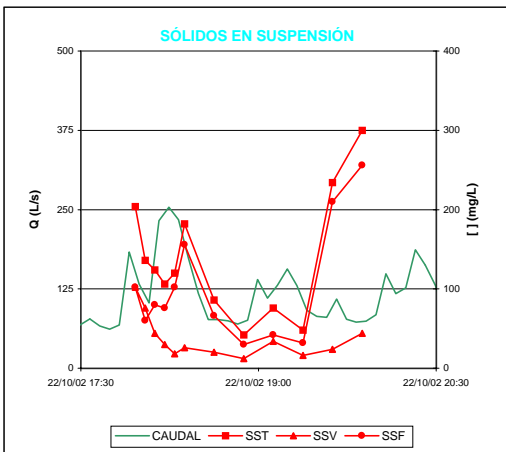
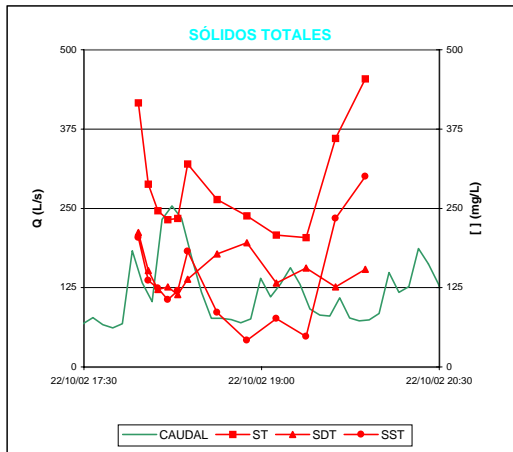
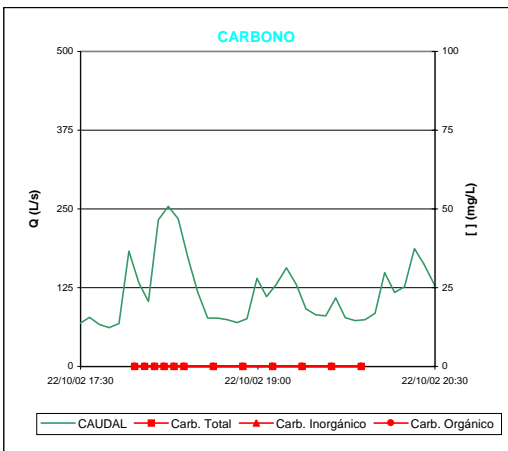
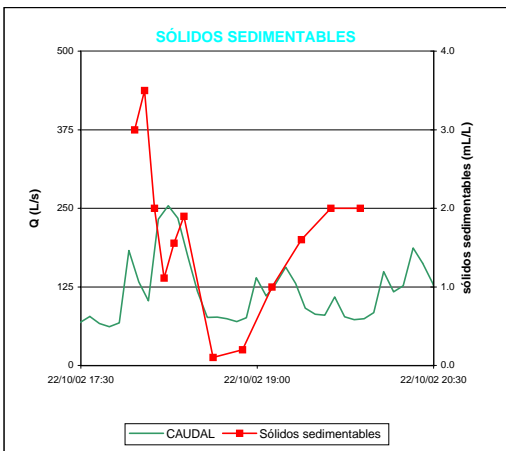
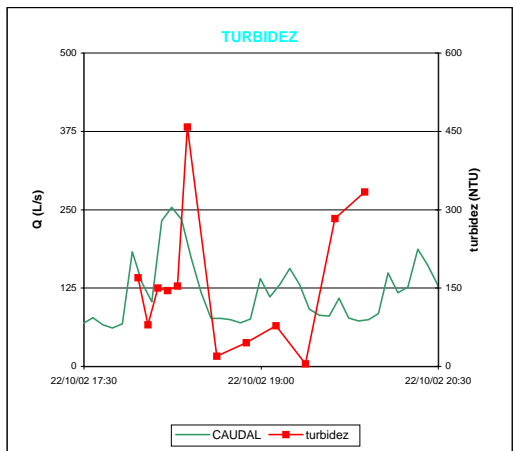
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | - | - | - |
| Conductividad (µS/cm) | - | - | - |
| Temperatura (°C) | - | - | - |

MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN







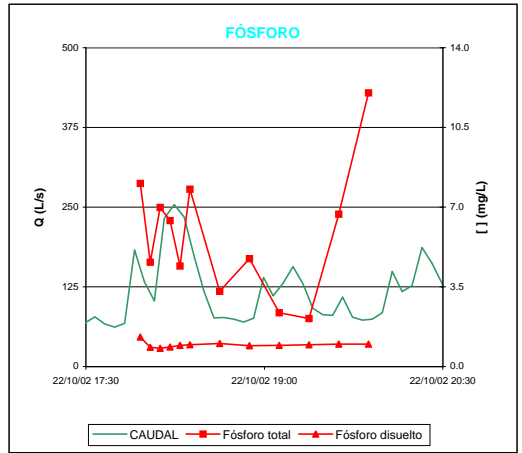
PARAMETROS

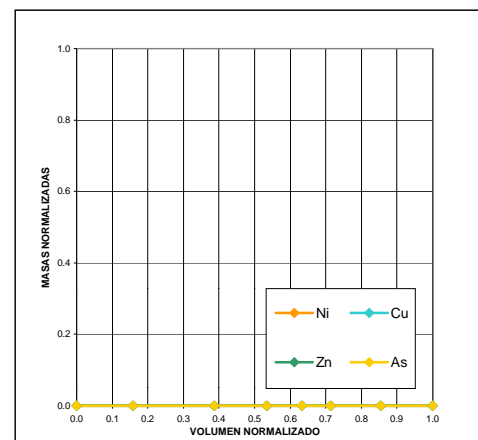
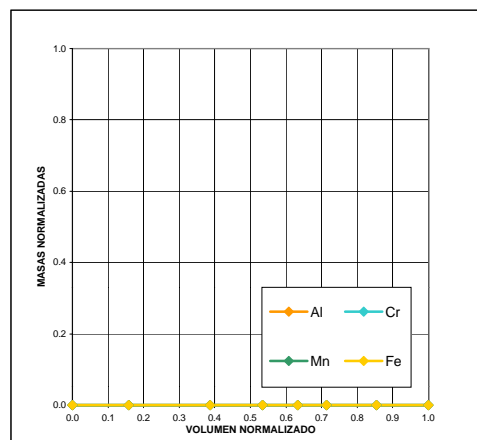
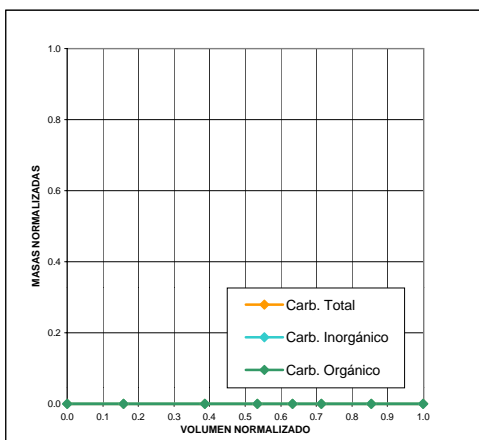
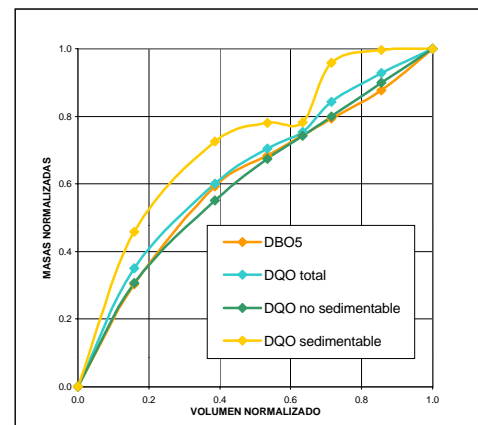
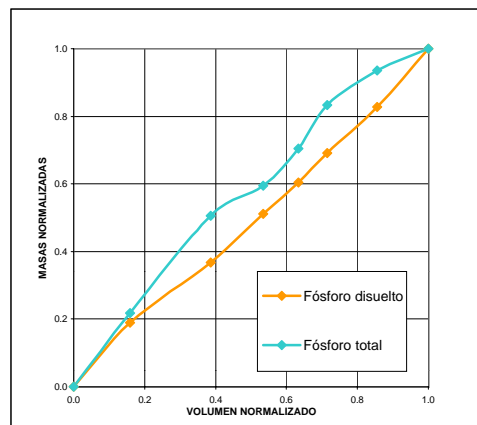
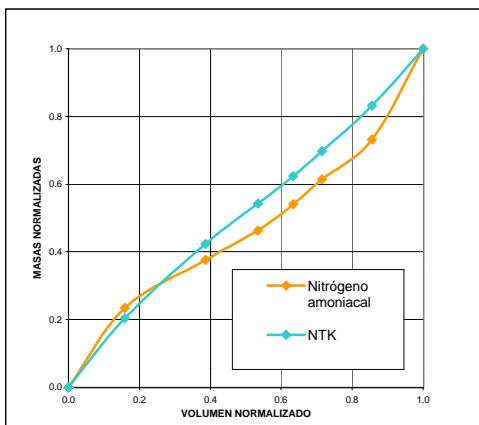
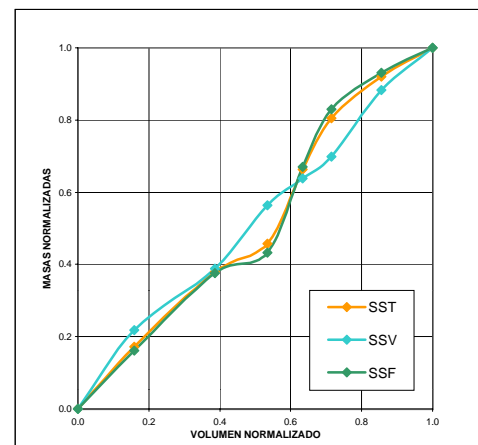
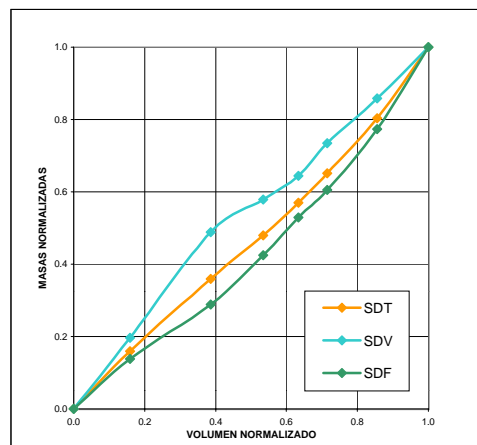
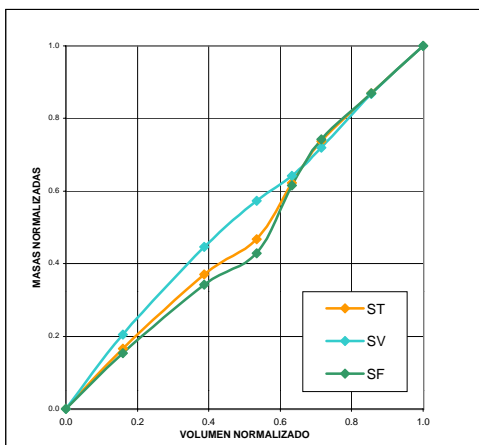
MUESTRAS

| Muestra | Fecha y Hora |
|----------------|----------------|
| TM1/B1/021022 | 22/10/02 17:58 |
| TM1/B3/021022 | 22/10/02 18:03 |
| TM1/B5/021022 | 22/10/02 18:08 |
| TM1/B7/021022 | 22/10/02 18:13 |
| TM1/B9/021022 | 22/10/02 18:18 |
| TM1/B11/021022 | 22/10/02 18:23 |
| TM1/B13/021022 | 22/10/02 18:38 |
| TM1/B15/021022 | 22/10/02 18:53 |
| TM1/B17/021022 | 22/10/02 19:08 |
| TM1/B19/021022 | 22/10/02 19:23 |
| TM1/B21/021022 | 22/10/02 19:38 |
| TM1/B23/021022 | 22/10/02 19:53 |

● TOMAMUESTRAS STANDAR
■ TOMAMUESTRAS REFRIGERADO

| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 454 | 204 | - |
| SV | 162 | 56 | - |
| SF | 352 | 132 | - |
| SDT | 212 | 114 | - |
| SDV | 78 | 32 | - |
| SDF | 152 | 68 | - |
| SST | 300 | 42 | - |
| SSV | 102 | 12 | - |
| SSF | 256 | 30 | - |
| NTK | 40.3 | 19.0 | - |
| N amoniacal | 9.0 | 2.2 | - |
| P total | 12.0 | 2.1 | - |
| P disuelto | 1.3 | 0.8 | - |
| DBO5 | 96 | 23 | - |
| DQO total | 233 | 61 | - |
| DQO no sed. | 169 | 33 | - |
| DQO sed. | 94 | 10 | - |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |





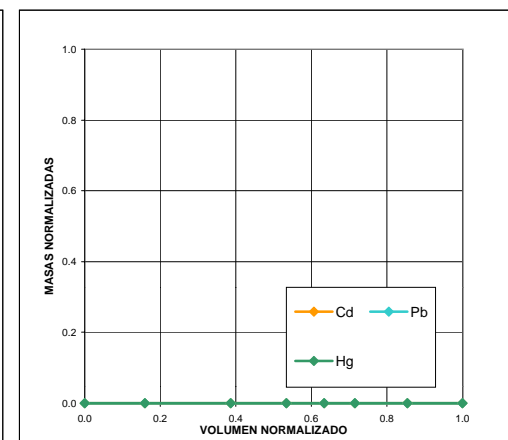
PARAMETROS

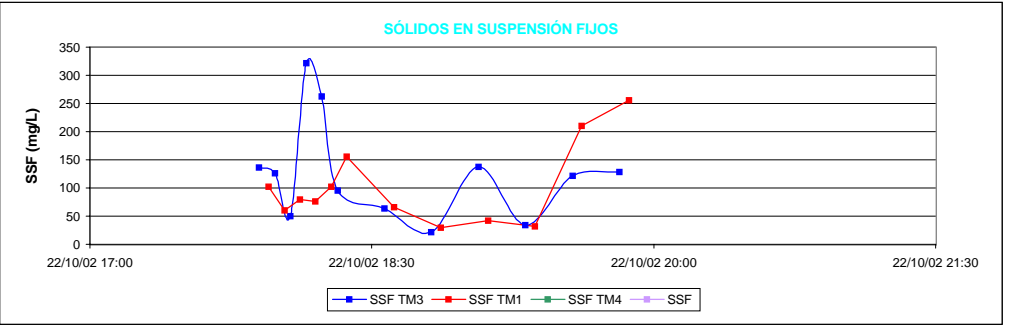
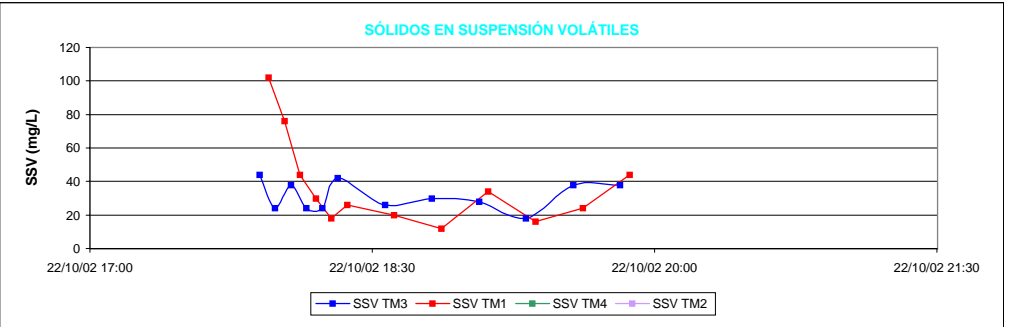
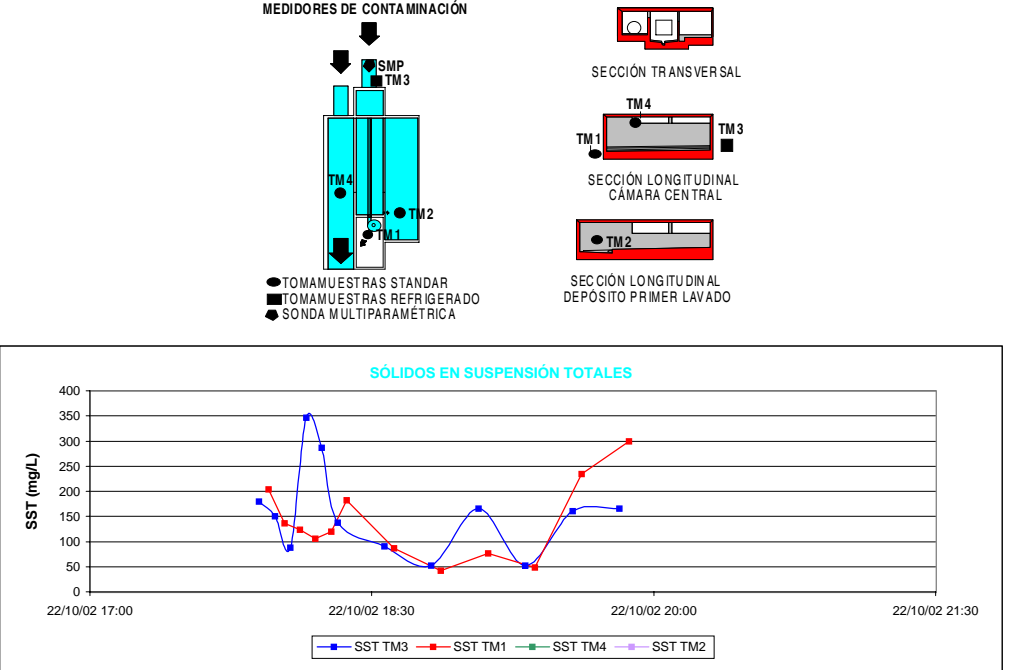
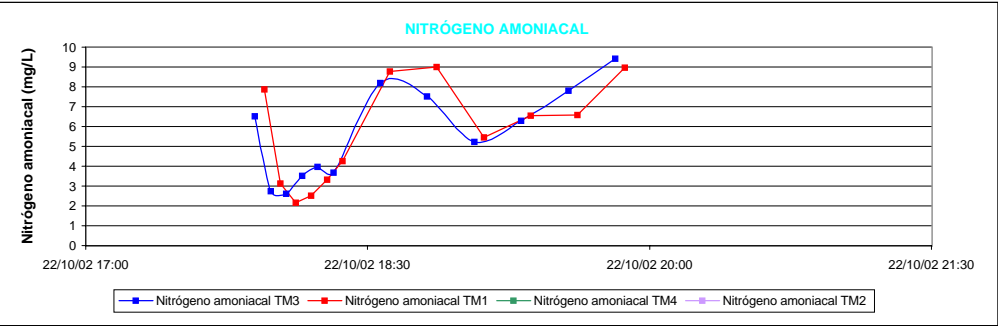
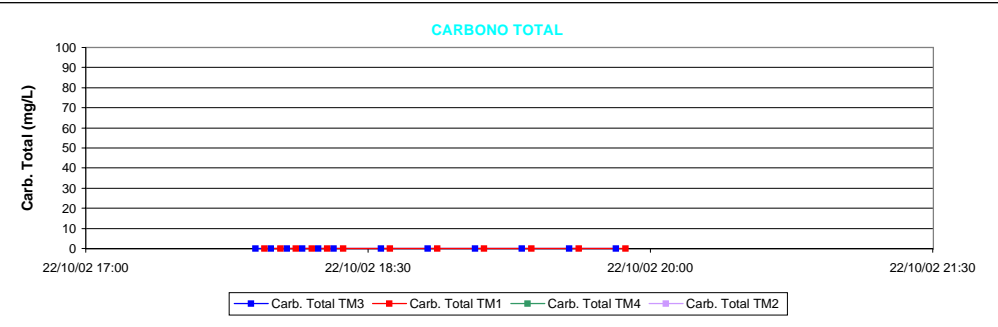
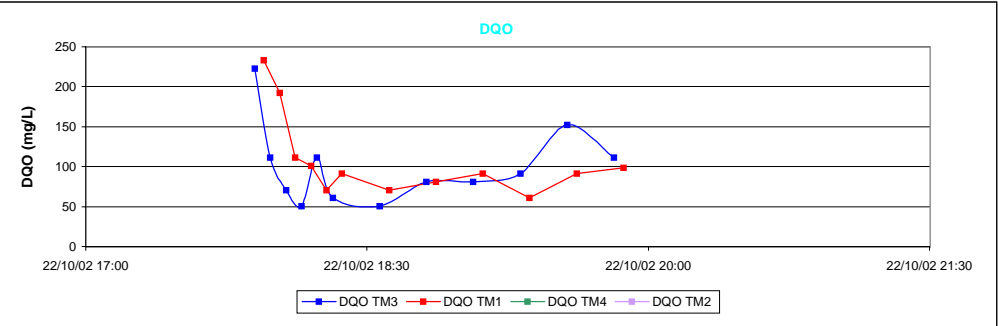
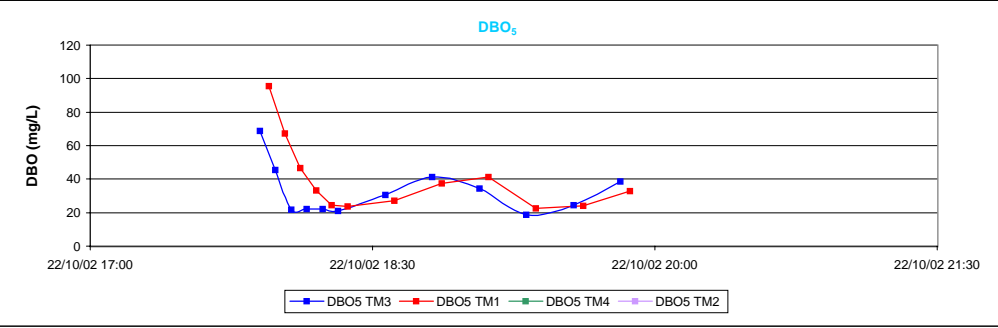
MASAS (KG)

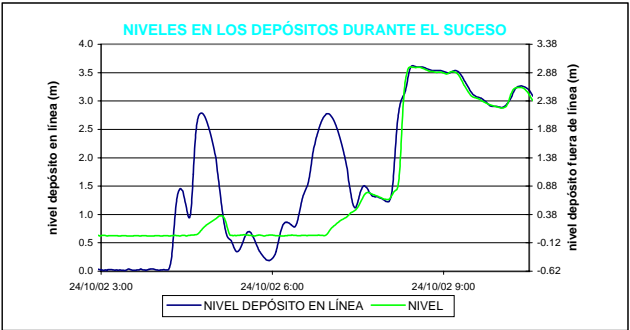
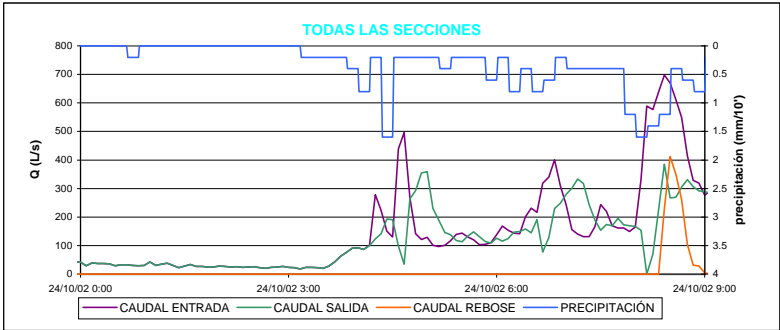
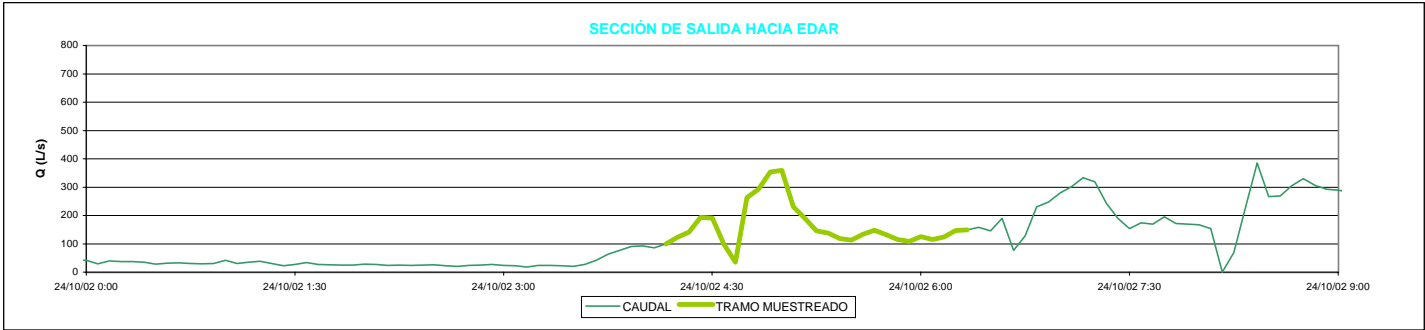
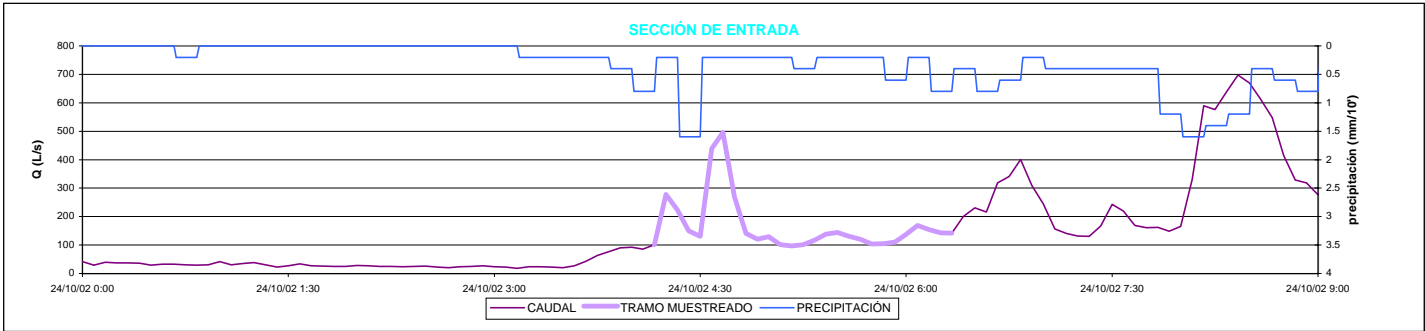
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 1.05 | 140.21 | 112.82 | 27.39 | 80.47 | 1.41 |
| SV | 0.89 | 36.67 | 25.89 | 10.78 | 70.62 | 0.32 |
| SF | 1.11 | 103.54 | 86.93 | 16.61 | 83.96 | 1.09 |
| SDT | 1.16 | 61.65 | 41.79 | 19.87 | 67.78 | 0.52 |
| SDV | 0.86 | 21.47 | 14.44 | 7.03 | 67.26 | 0.18 |
| SDF | 1.36 | 40.18 | 27.34 | 12.84 | 68.06 | 0.34 |
| SST | 0.97 | 78.56 | 71.04 | 7.52 | 90.42 | 0.89 |
| SSV | 0.94 | 15.20 | 11.45 | 3.74 | 75.36 | 0.14 |
| SSF | 0.98 | 63.36 | 59.58 | 3.78 | 94.04 | 0.74 |
| NTK | 0.96 | 8.27 | 5.45 | 2.82 | 65.91 | 0.07 |
| N amoniacal | 1.18 | 2.09 | 0.73 | 1.36 | 34.85 | 0.01 |
| P total | 0.75 | 1.76 | 1.38 | 0.38 | 78.24 | 0.02 |
| P disuelto | 1.05 | 0.26 | 0.03 | 0.23 | 10.51 | 0.00 |
| DBO5 | 0.62 | 16.99 | 3.26 | 13.74 | 19.16 | 0.04 |
| DQO total | 0.56 | 47.98 | 22.10 | 25.88 | 46.05 | 0.28 |
| DQO no sed. | 0.64 | 34.52 | 17.60 | 16.92 | 50.98 | 0.22 |
| DQO sed. | 0.39 | 13.46 | 4.50 | 8.96 | 33.42 | 0.06 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|---|----------|---------|---------|-----------|------|
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |







PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

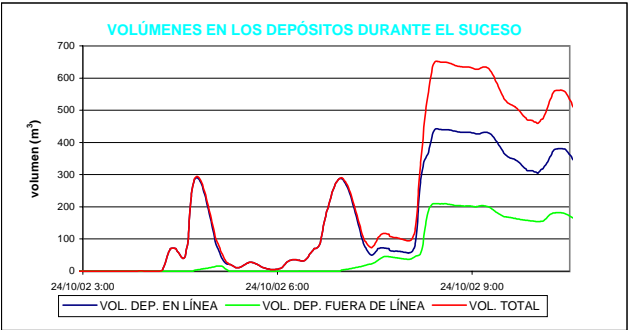
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 30.6 |
| Día y hora de inicio | 24/10/02 3:18 |
| Día y hora de finalización | 24/10/02 14:31 |
| Duración (horas) | 11.22 |
| Intensidad media | 2.73 |
| Hora de máxima precipitación | 4:30 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 1.6 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 24/10/02 4:10 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 24/10/02 14:56 |

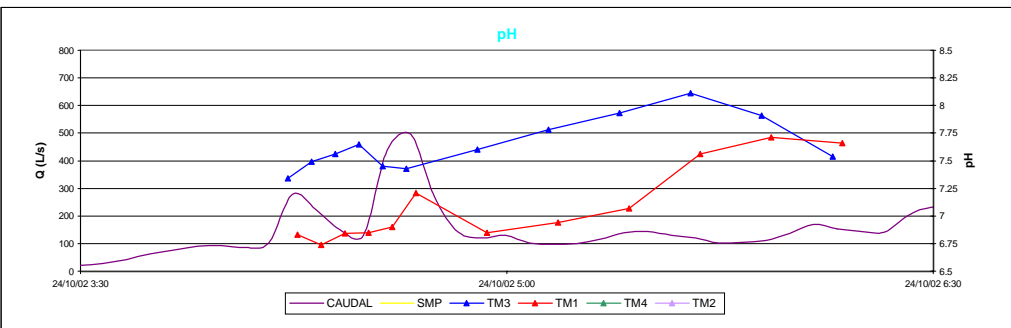
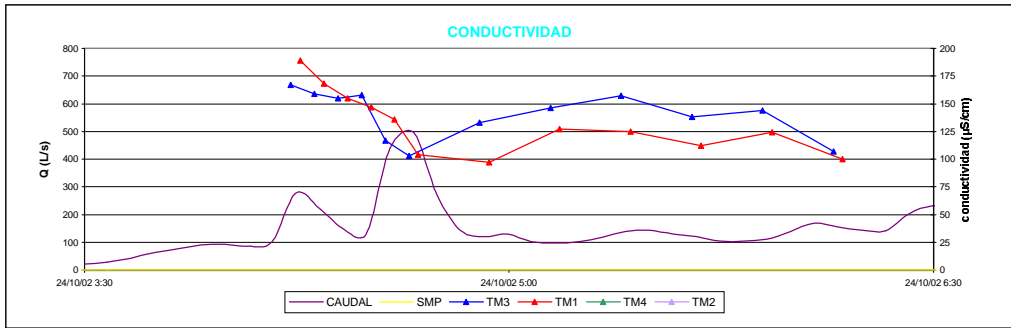
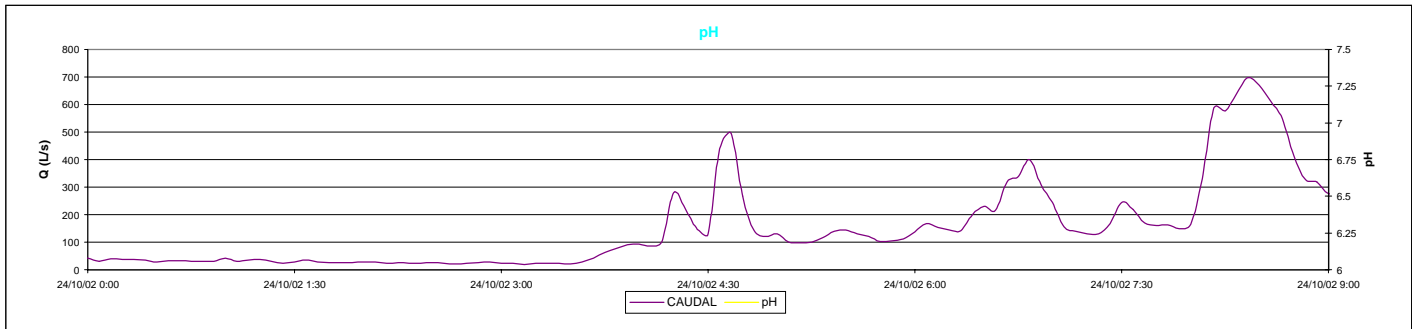
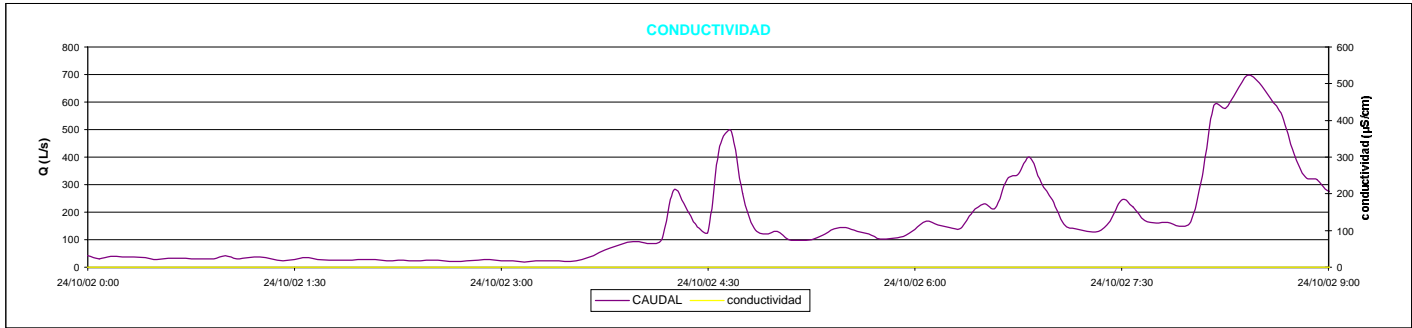
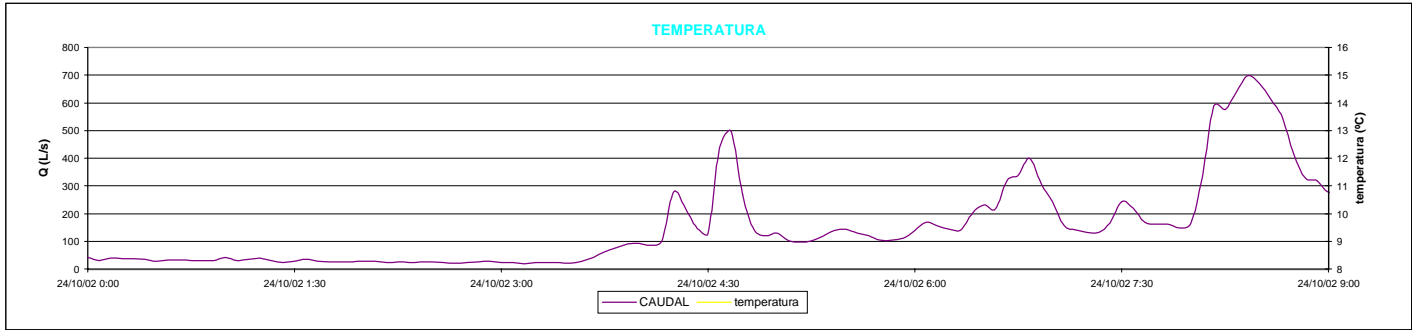
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|-------|
| Volumen total | 853.6 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 71.3 |
| Volumen asignado a escorrentía | 782.3 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 91.6 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 496.4 | 359.1 | - |
| Mínimo | 96.8 | 35.2 | - |
| Media | 192.9 | 190.4 | - |
| Máximo/Media | 2.6 | 1.9 | - |





PARAMETROS

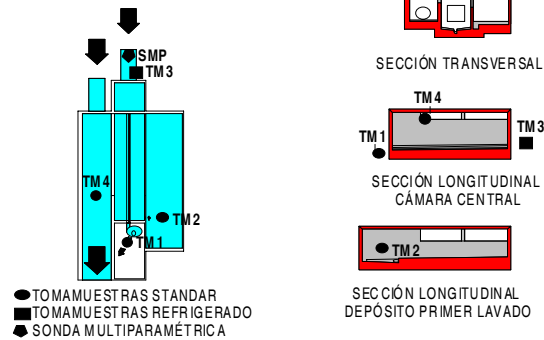
SUCESO

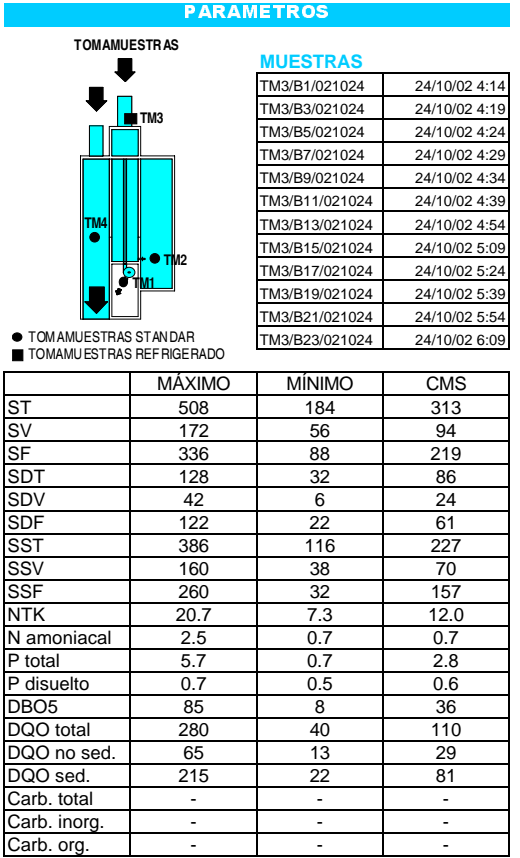
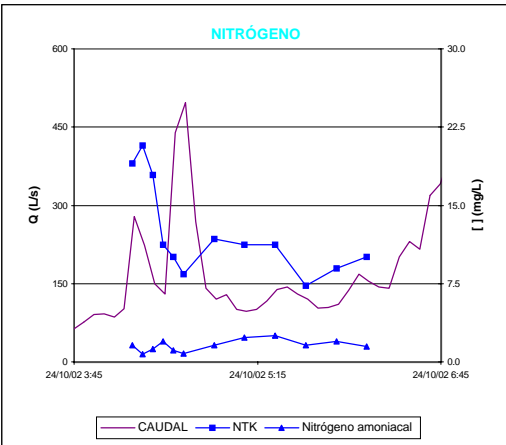
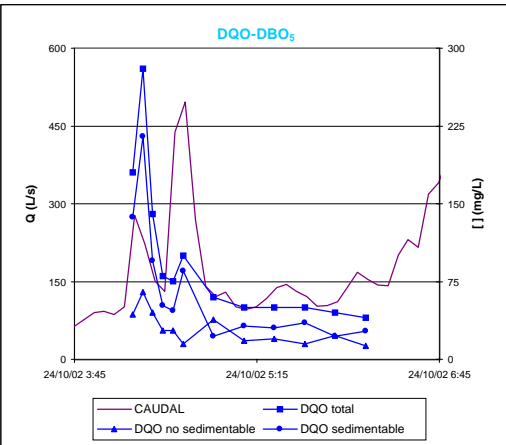
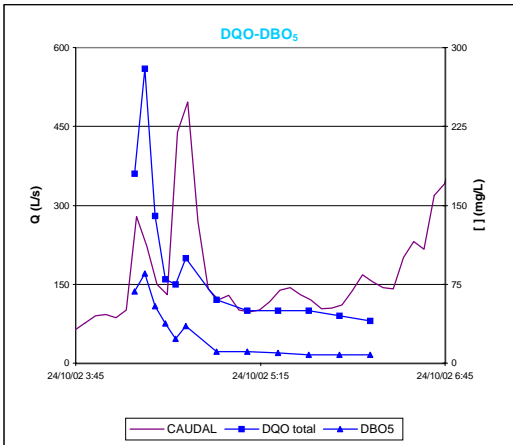
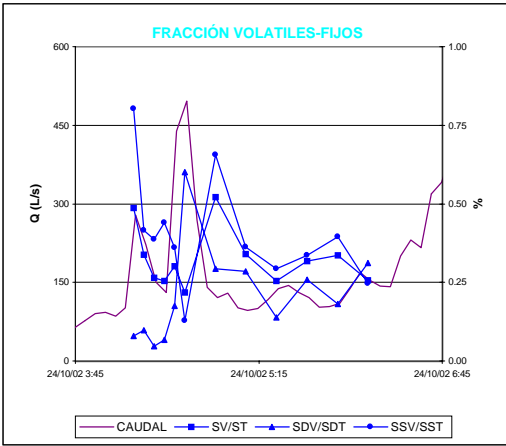
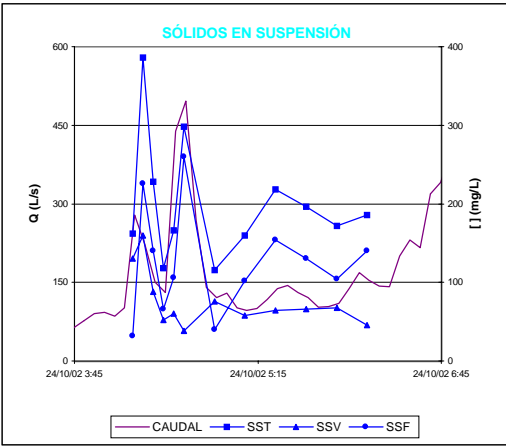
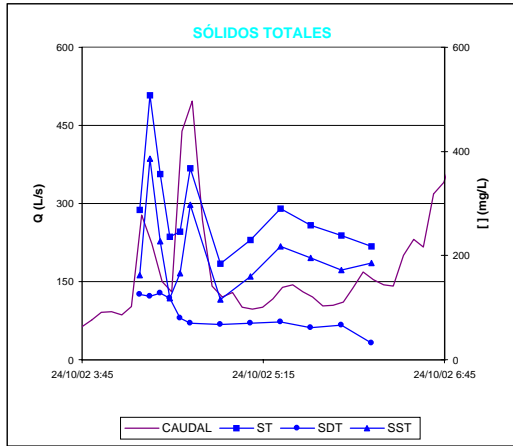
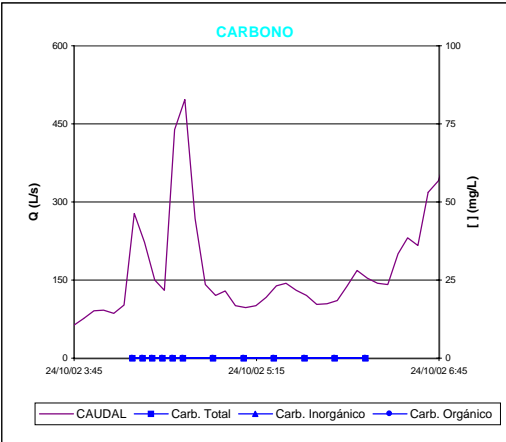
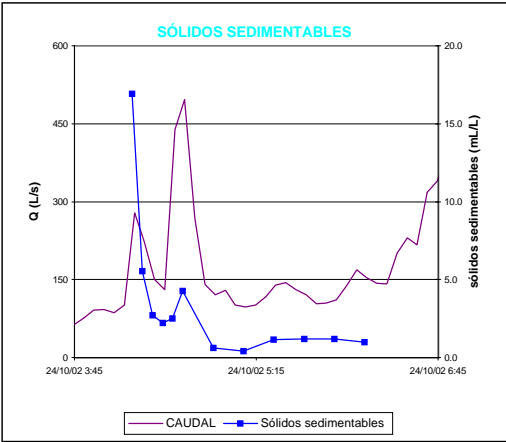
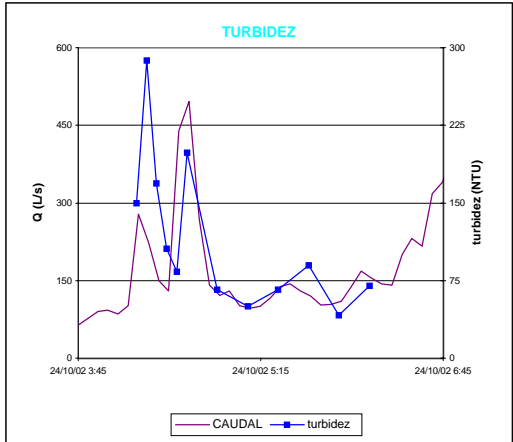
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | octubre |
| Tipo de suceso | tipo A |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 24/10/02 4:14 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 24/10/02 6:11 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 24 |
| Nº de muestras analizadas | 24 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 8 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 24/10/02 4:11 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 24/10/02 5:16 |

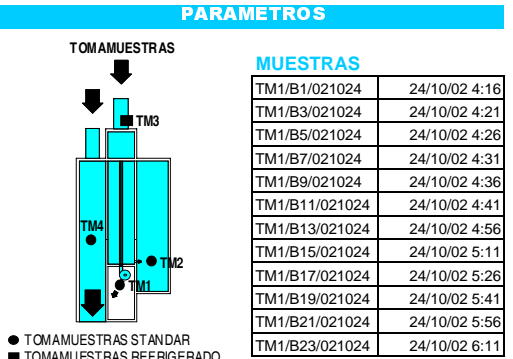
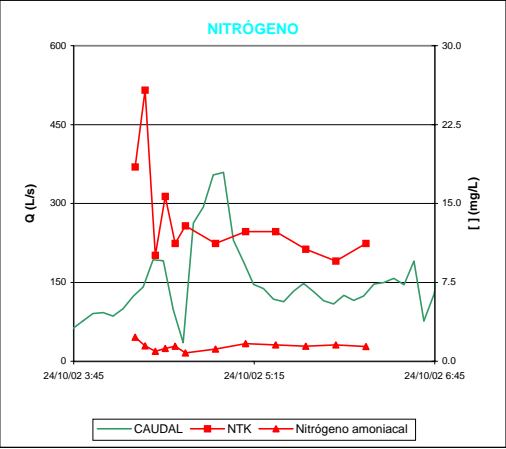
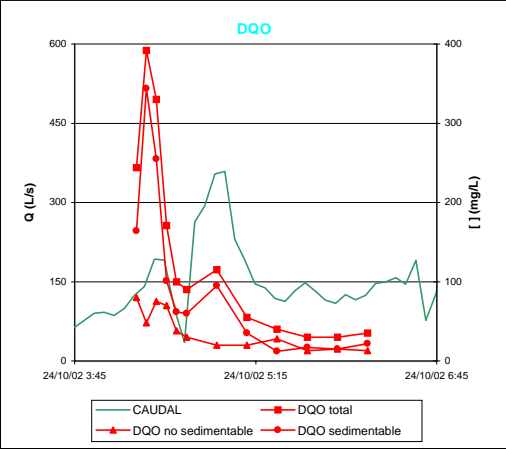
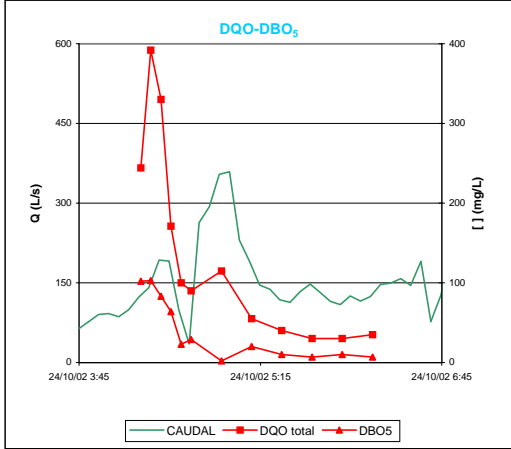
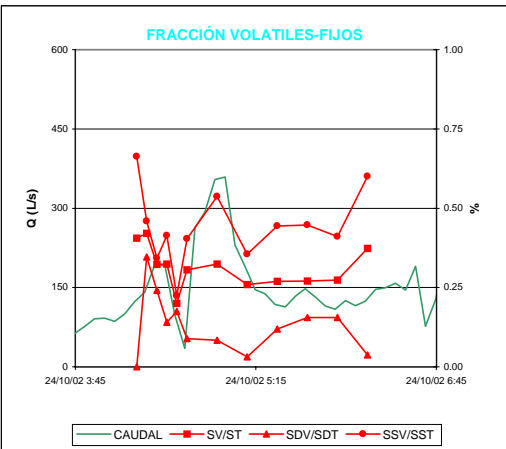
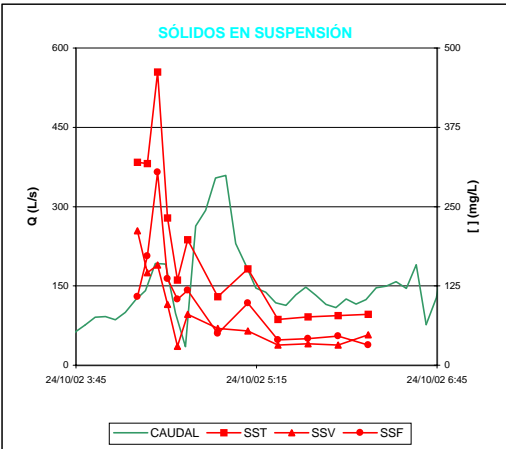
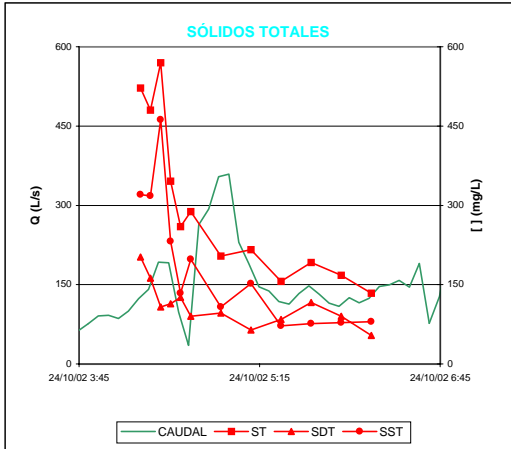
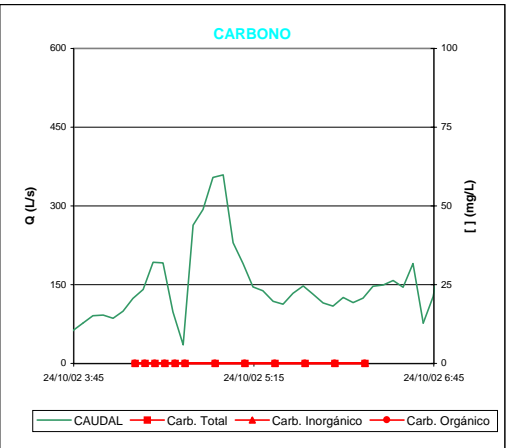
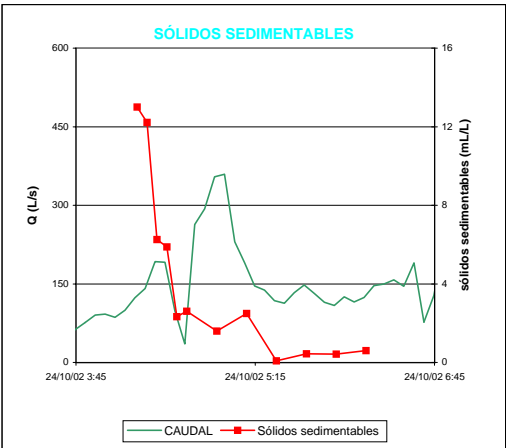
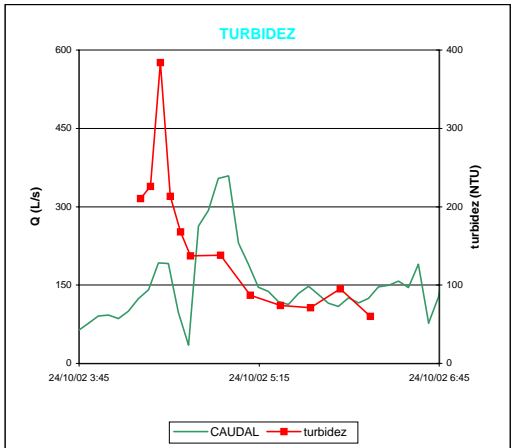
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | - | - | - |
| Conductividad (µS/cm) | - | - | - |
| Temperatura (°C) | - | - | - |

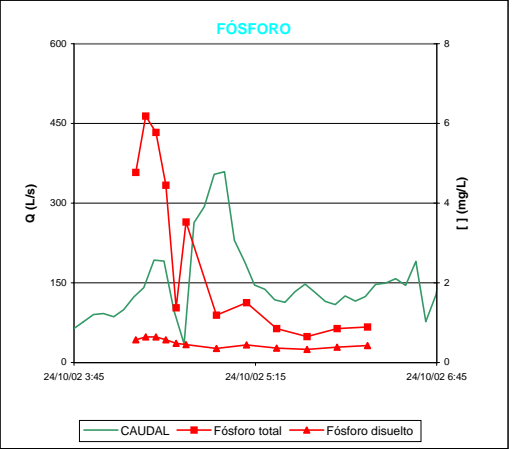
MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN

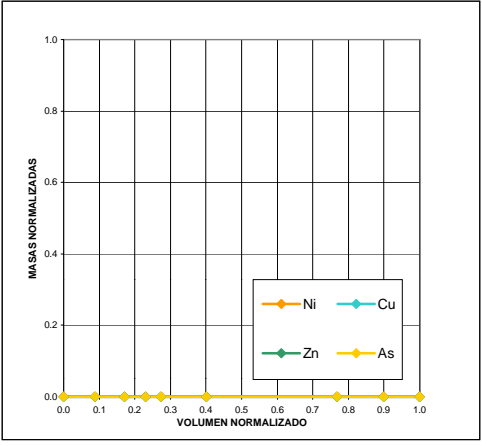
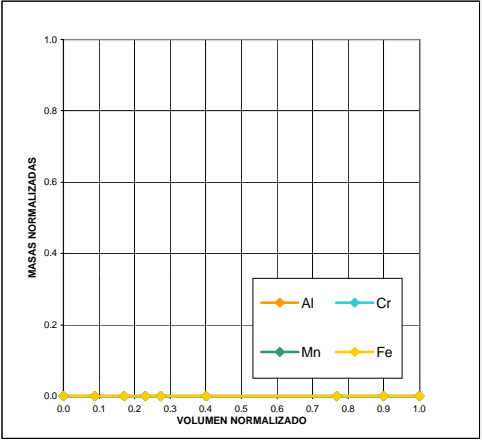
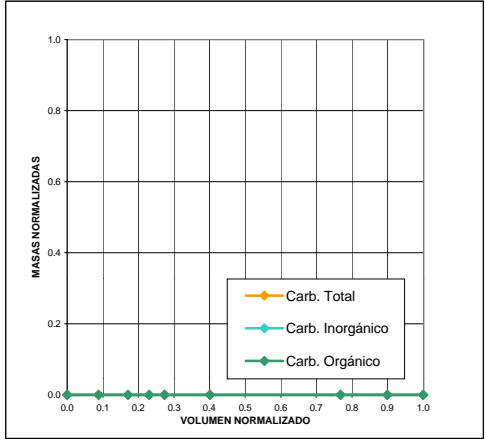
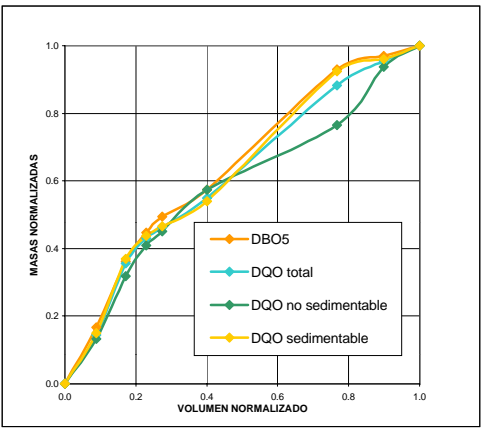
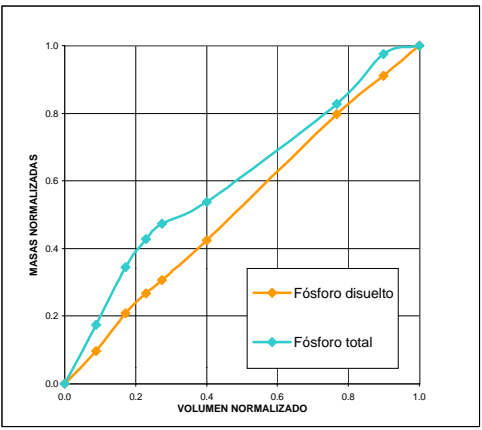
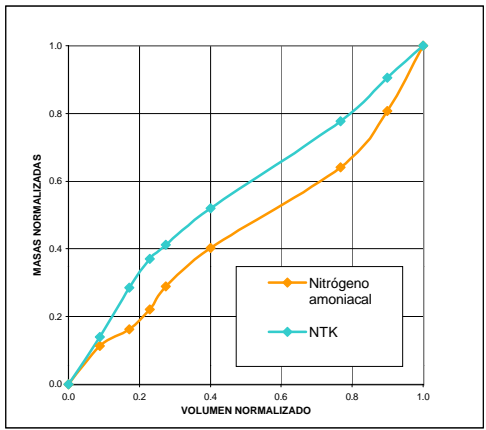
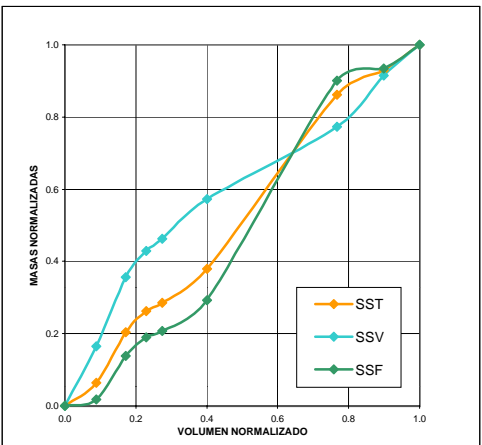
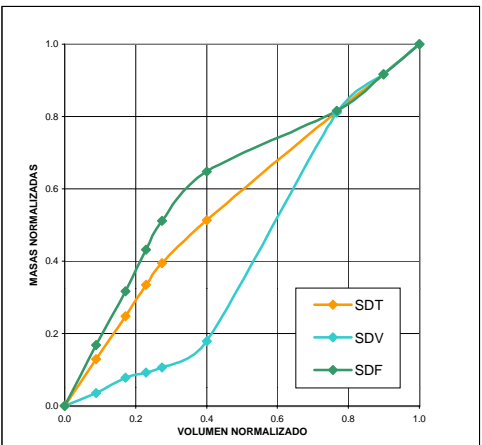
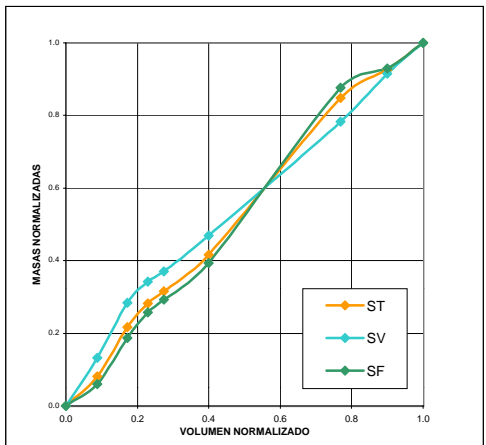






| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 570 | 134 | - |
| SV | 212 | 42 | - |
| SF | 386 | 84 | - |
| SDT | 202 | 54 | - |
| SDV | 56 | 0 | - |
| SDF | 202 | 52 | - |
| SST | 462 | 72 | - |
| SSV | 212 | 30 | - |
| SSF | 304 | 32 | - |
| NTK | 25.8 | 9.5 | - |
| N amoniacal | 2.3 | 0.8 | - |
| P total | 6.2 | 0.7 | - |
| P disuelto | 0.6 | 0.3 | - |
| DBO5 | 103 | 2 | - |
| DQO total | 392 | 30 | - |
| DQO no sed. | 80 | 13 | - |
| DQO sed. | 344 | 12 | - |
| Carb. total | 0.0 | 0.0 | - |
| Carb. inorg. | 0.0 | 0.0 | - |
| Carb. org. | 0.0 | 0.0 | - |





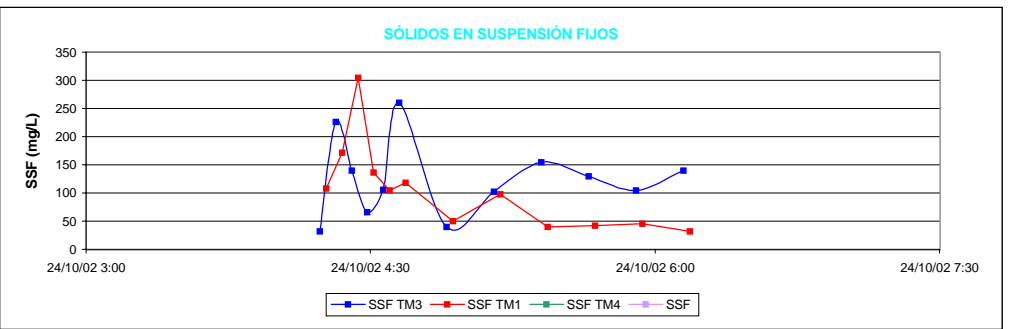
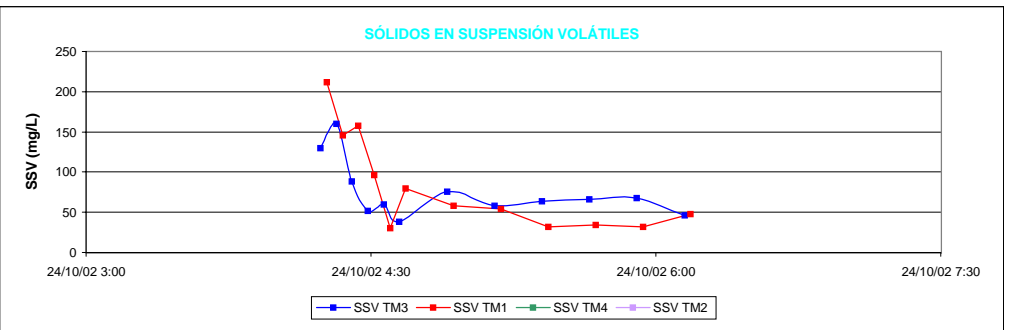
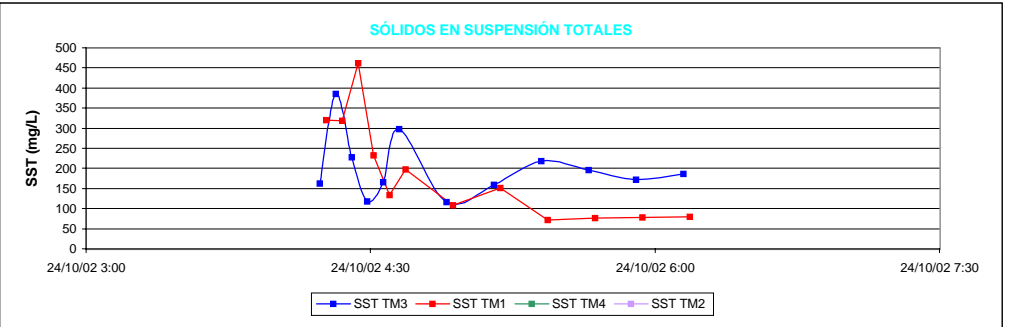
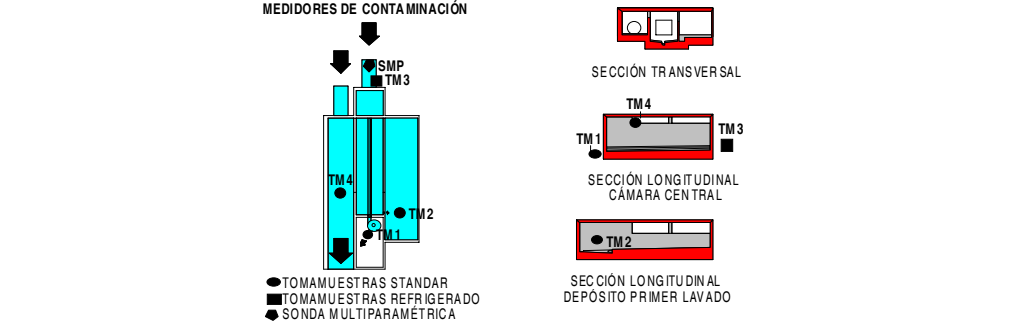
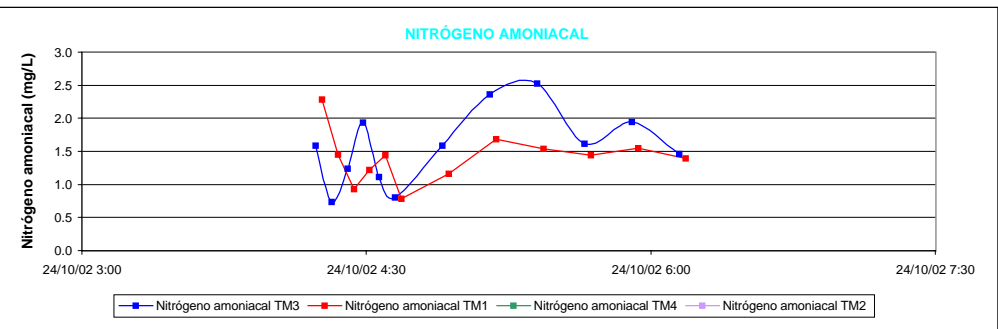
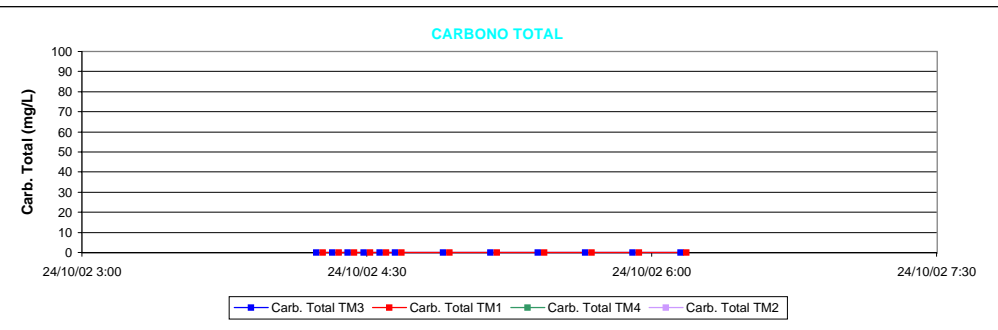
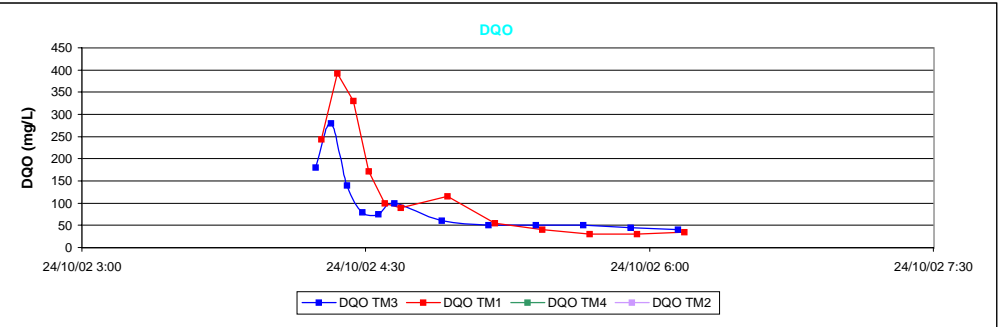
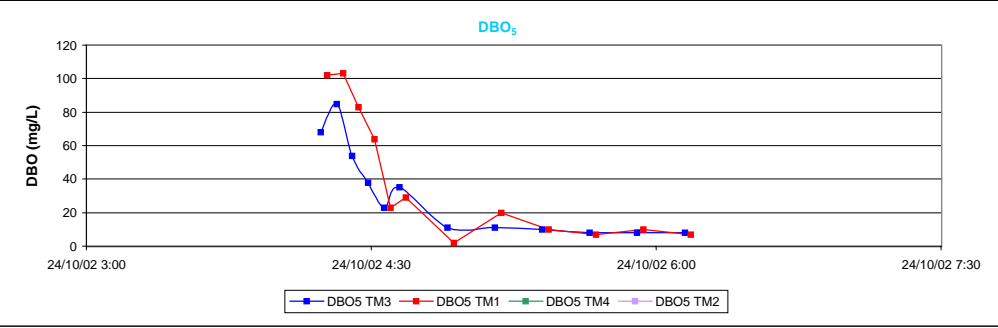
PARAMETROS

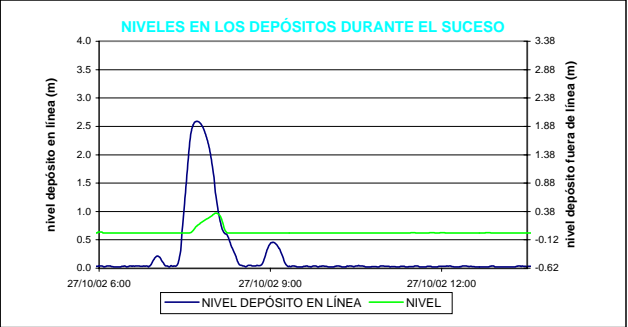
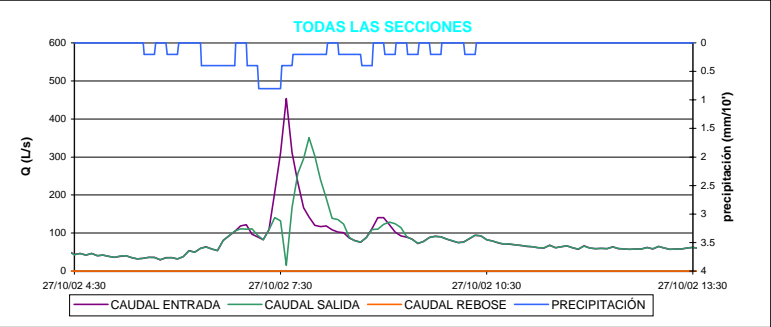
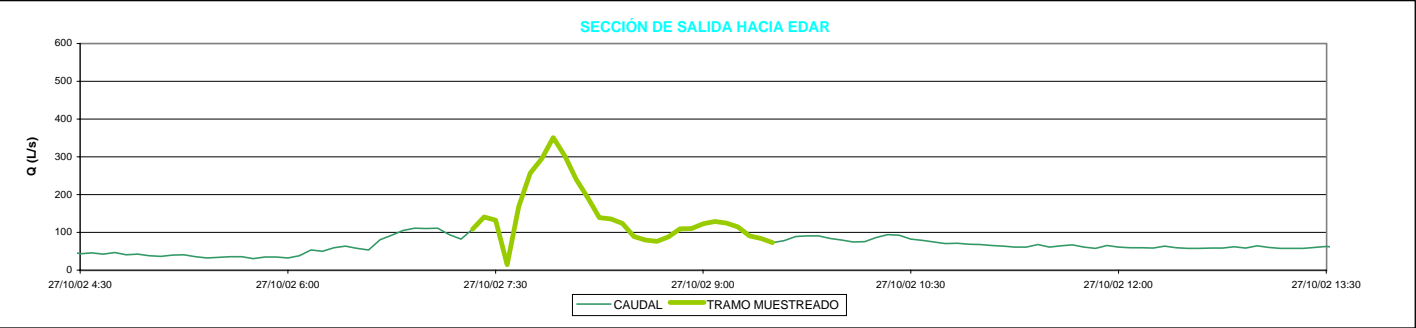
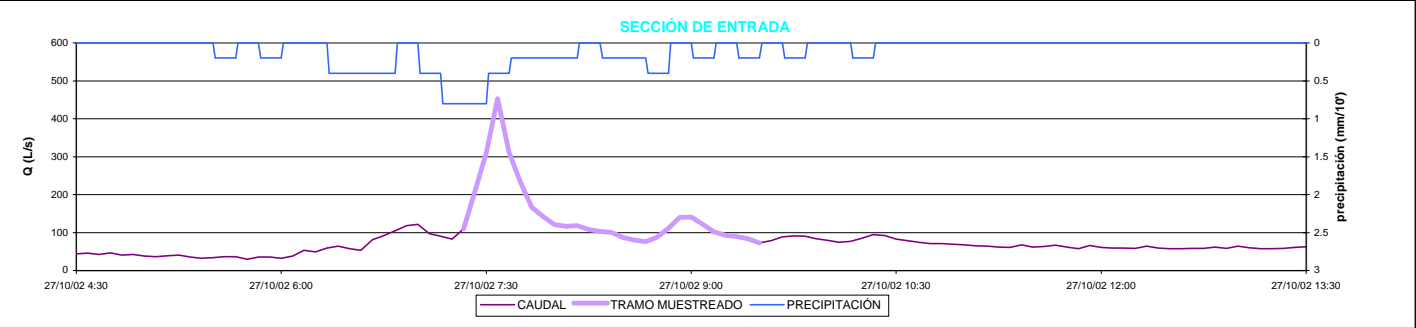
MASAS (KG)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.89 | 266.77 | 245.71 | 21.06 | 92.11 | 3.07 |
| SV | 0.78 | 80.25 | 70.13 | 10.12 | 87.39 | 0.88 |
| SF | 0.94 | 186.51 | 175.58 | 10.94 | 94.14 | 2.19 |
| SDT | 0.76 | 73.21 | 57.90 | 15.31 | 79.08 | 0.72 |
| SDV | 1.48 | 20.85 | 13.84 | 7.01 | 66.38 | 0.17 |
| SDF | 0.59 | 52.35 | 44.05 | 8.30 | 84.14 | 0.55 |
| SST | 0.94 | 193.56 | 187.81 | 5.74 | 97.03 | 2.35 |
| SSV | 0.63 | 59.40 | 56.29 | 3.11 | 94.76 | 0.70 |
| SSF | 1.13 | 134.16 | 131.53 | 2.63 | 98.04 | 1.64 |
| NTK | 0.72 | 10.22 | 8.19 | 2.04 | 80.06 | 0.10 |
| N amoniacal | 1.06 | 1.06 | 0.04 | 1.02 | 3.67 | 0.00 |
| P total | 0.62 | 2.37 | 2.15 | 0.22 | 90.75 | 0.03 |
| P disuelto | 0.91 | 0.48 | 0.33 | 0.15 | 69.08 | 0.00 |
| DBO5 | 0.58 | 30.92 | 26.77 | 4.15 | 86.58 | 0.33 |
| DQO total | 0.62 | 93.91 | 83.68 | 10.23 | 89.11 | 1.05 |
| DQO no sed. | 0.66 | 24.68 | 17.97 | 6.70 | 72.83 | 0.22 |
| DQO sed. | 0.61 | 69.23 | 65.71 | 3.52 | 94.91 | 0.82 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|---|----------|---------|---------|-----------|------|
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |





PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

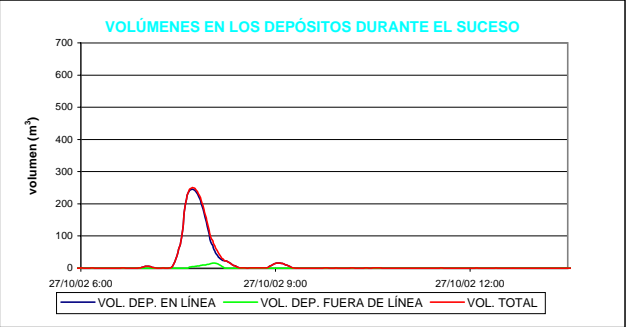
| | |
|---|---------------|
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 5.6 |
| Día y hora de inicio | 27/10/02 6:23 |
| Día y hora de finalización | 27/10/02 9:48 |
| Duración (horas) | 3.42 |
| Intensidad media | 1.64 |
| Hora de máxima precipitación | 7:20 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 0.8 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 27/10/02 6:49 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 27/10/02 9:11 |

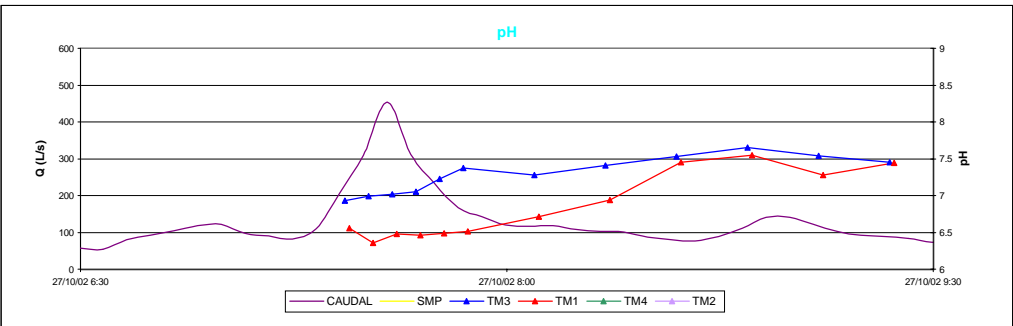
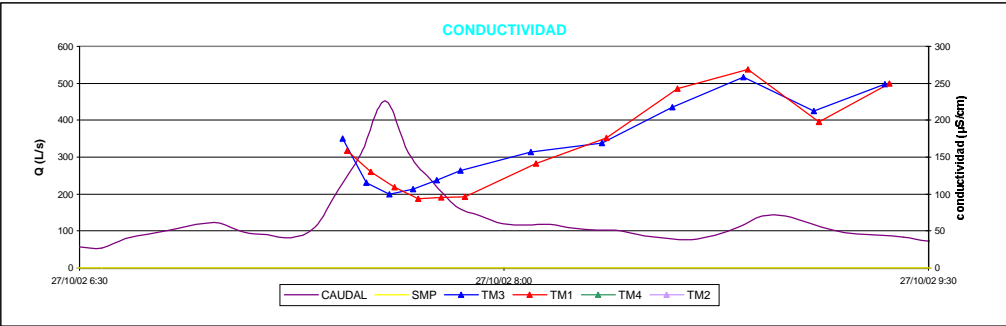
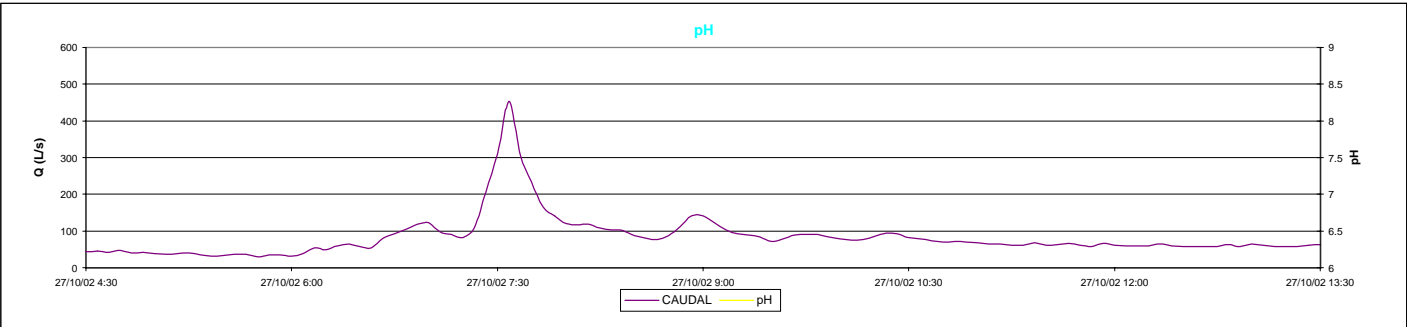
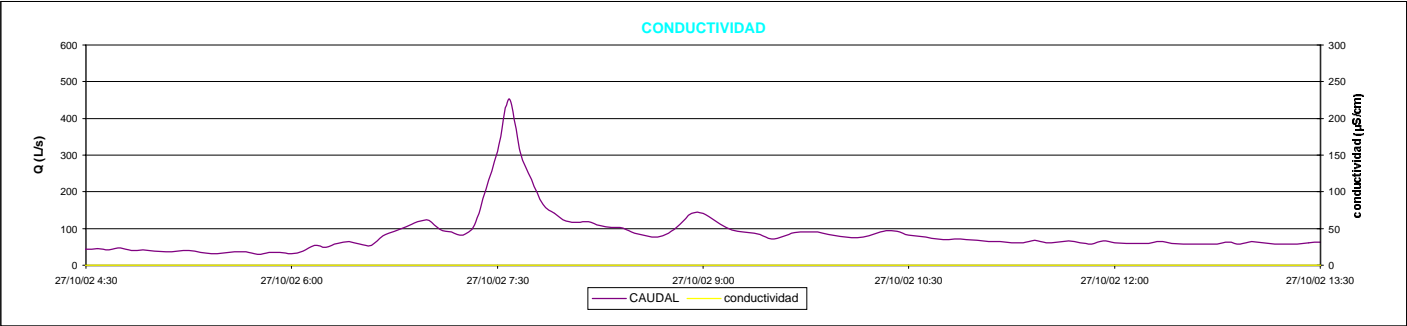
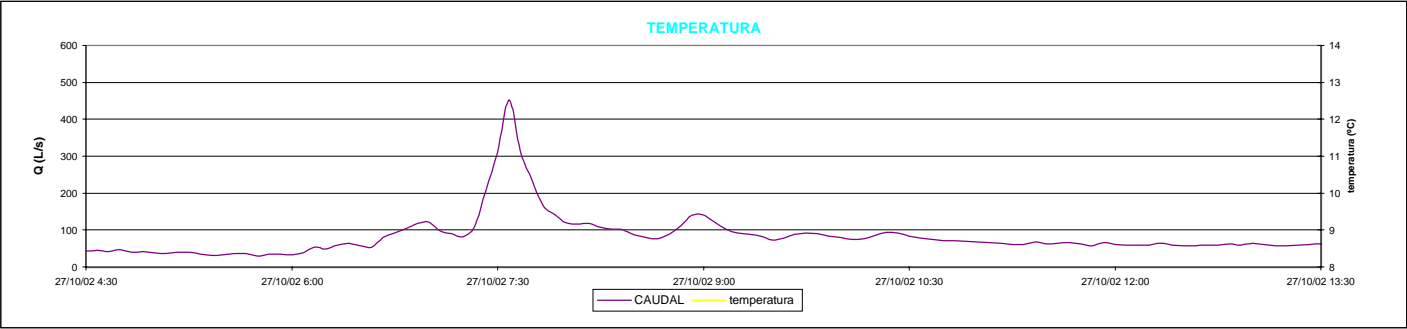
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|-------|
| Volumen total | 829.4 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 110.0 |
| Volumen asignado a escorrentía | 719.5 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 86.7 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 453.4 | 350.8 | - |
| Mínimo | 76.0 | 14.7 | - |
| Media | 159.3 | 161.2 | - |
| Máximo/Media | 2.8 | 2.2 | - |





PARAMETROS

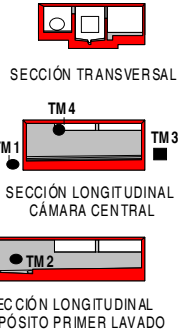
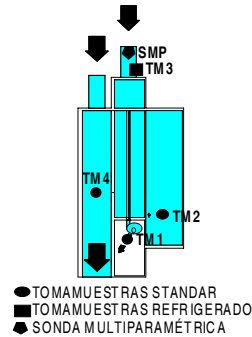
SUCESO

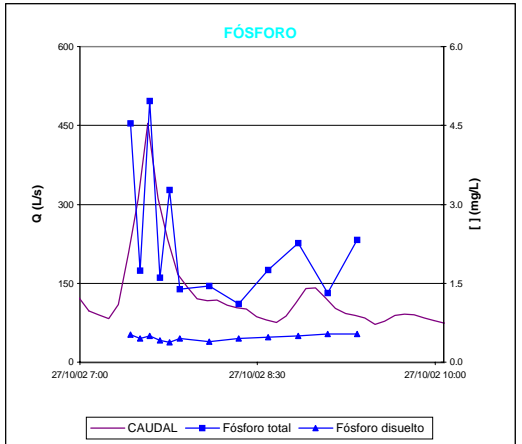
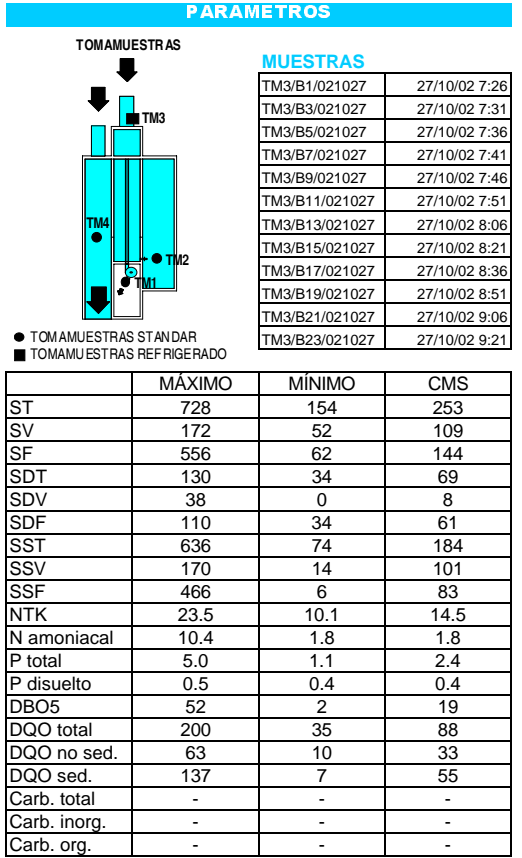
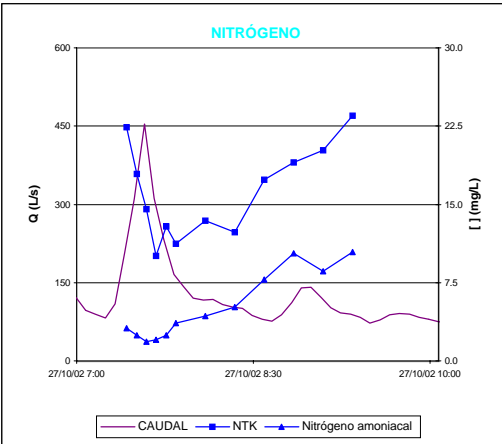
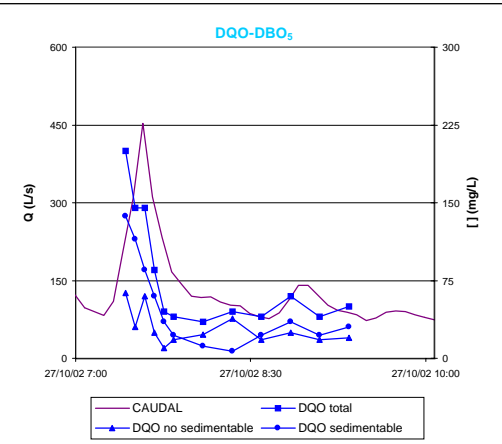
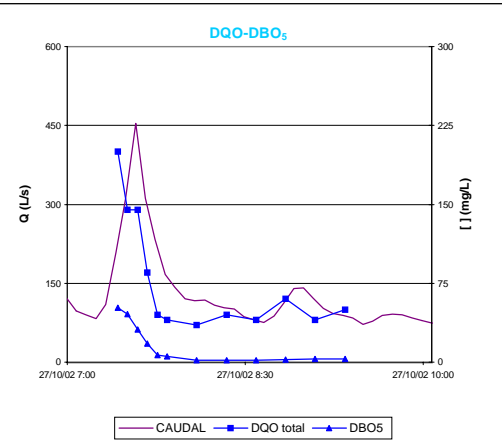
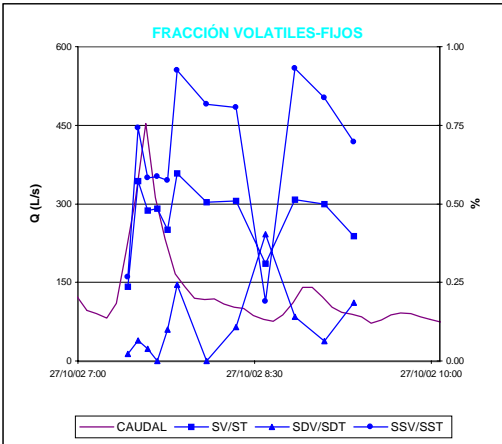
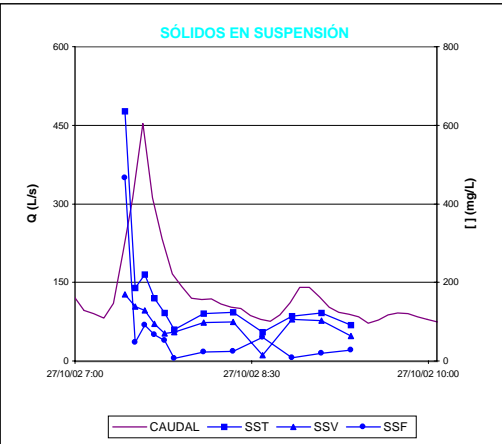
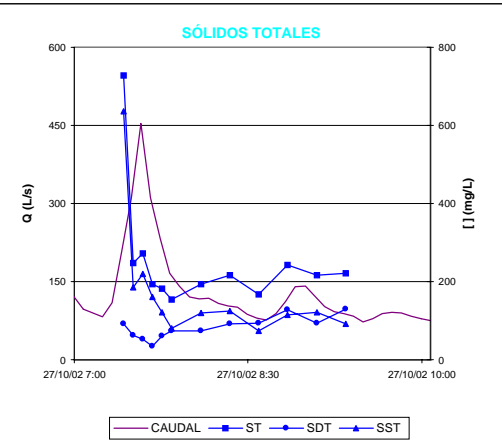
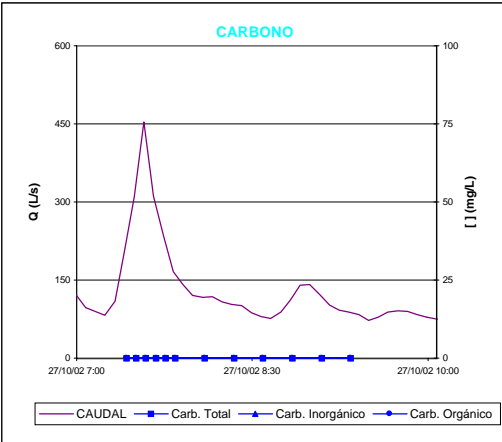
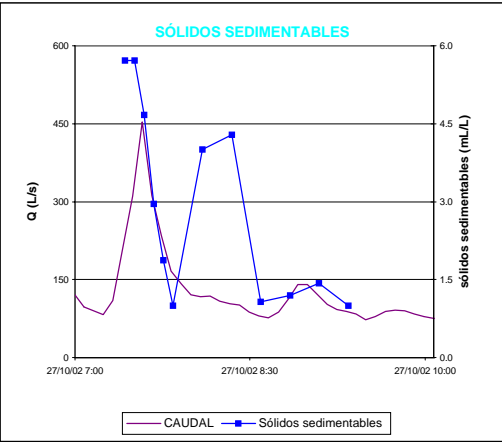
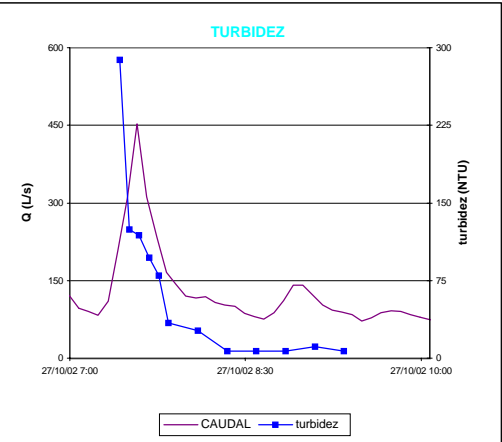
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | octubre |
| Tipo de suceso | tipo A |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 27/10/02 7:26 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 27/10/02 9:22 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 24 |
| Nº de muestras analizadas | 24 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 9 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 27/10/02 7:23 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 27/10/02 8:43 |

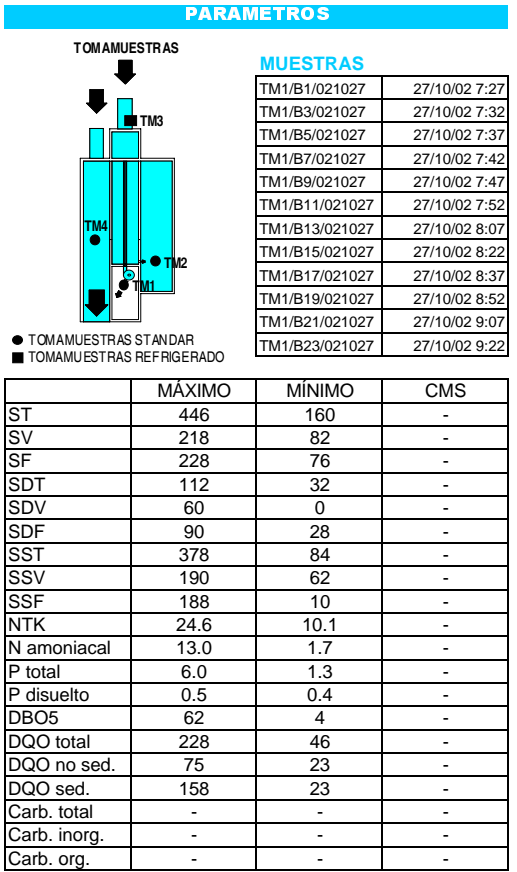
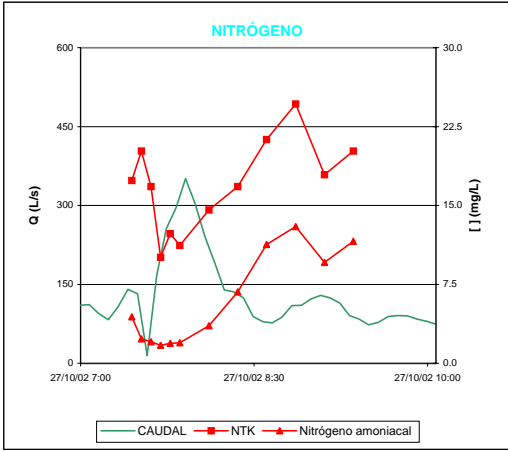
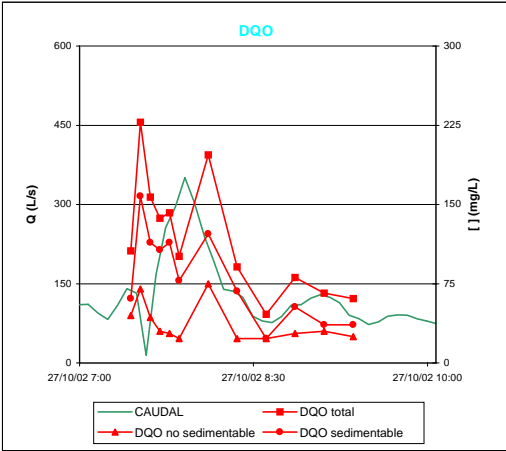
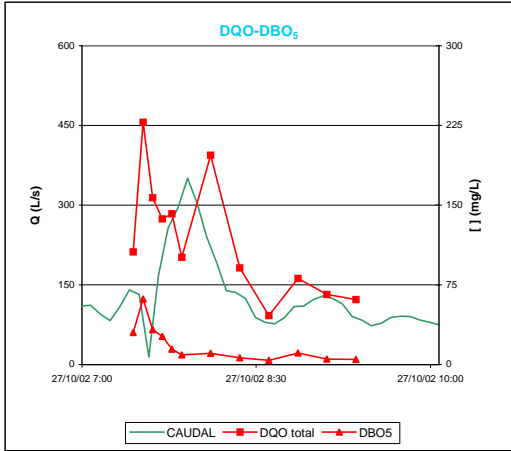
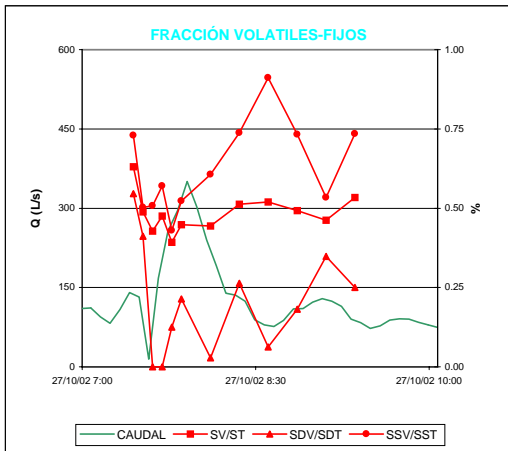
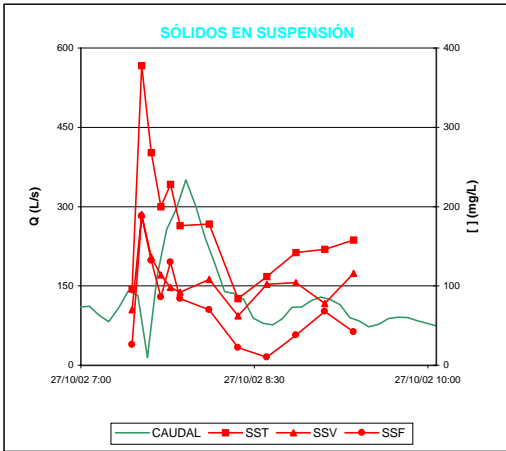
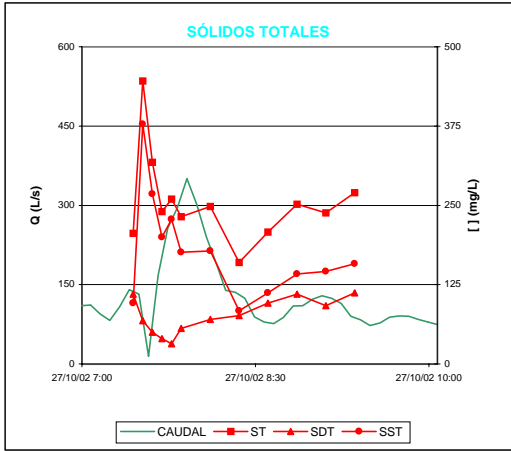
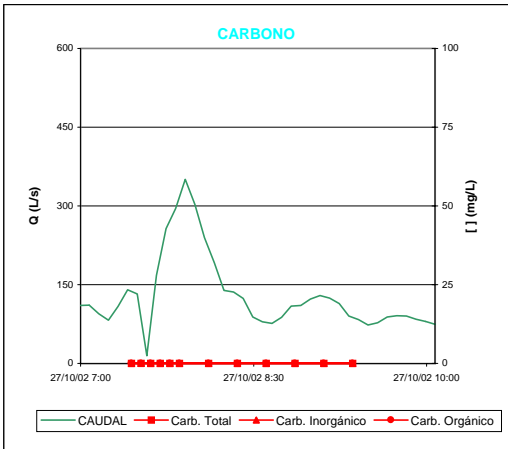
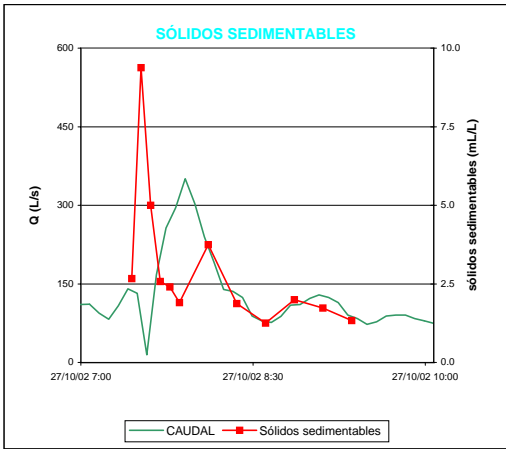
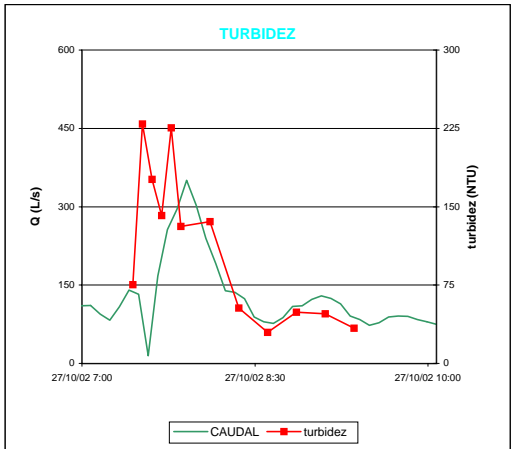
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

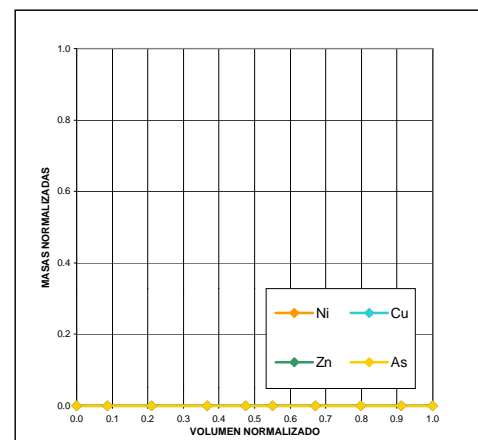
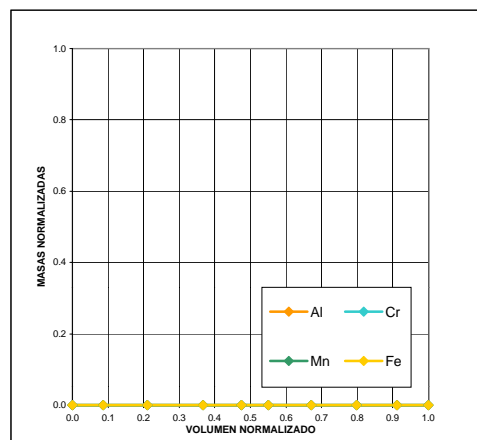
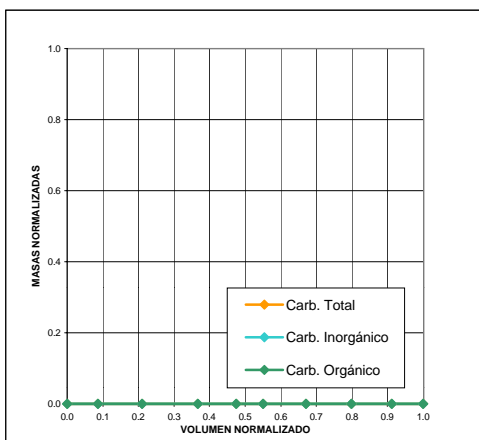
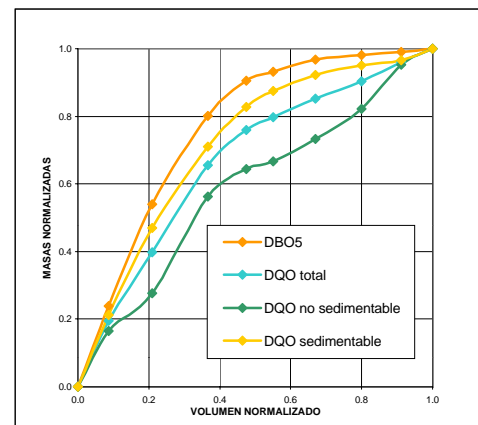
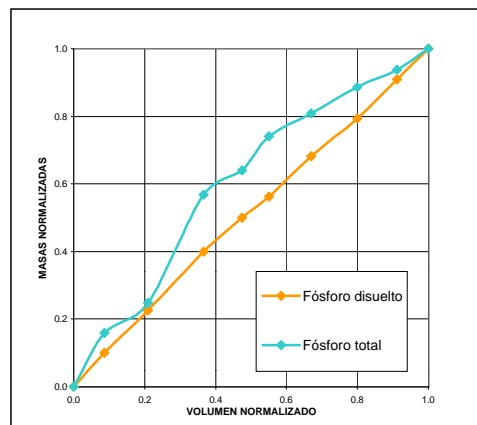
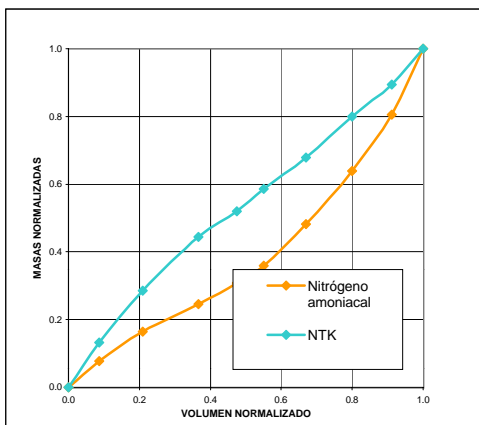
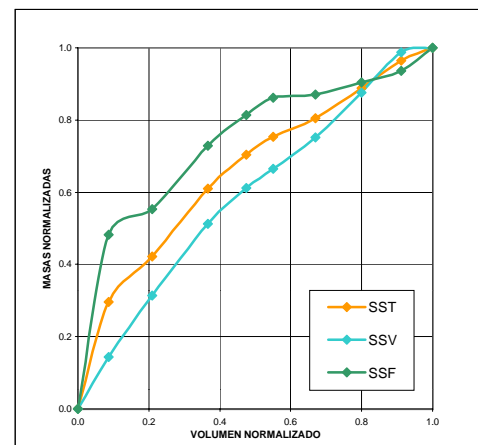
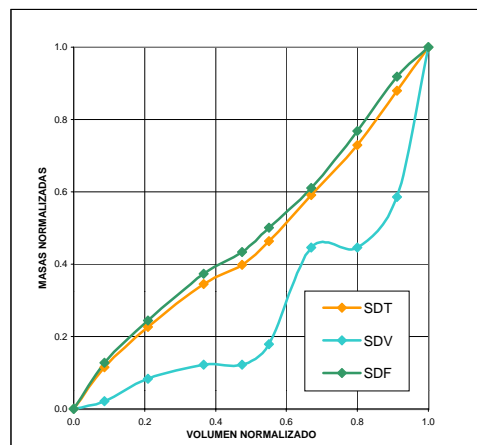
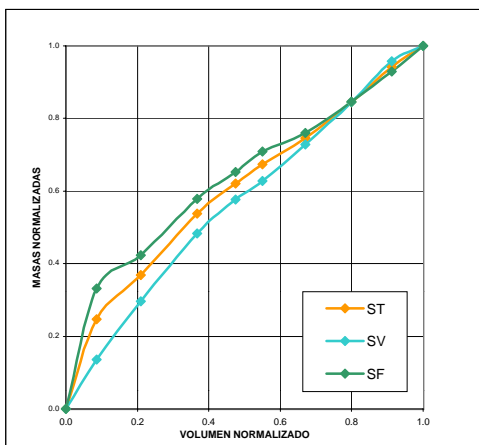
| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | - | - | - |
| Conductividad (µS/cm) | - | - | - |
| Temperatura (°C) | - | - | - |

MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN









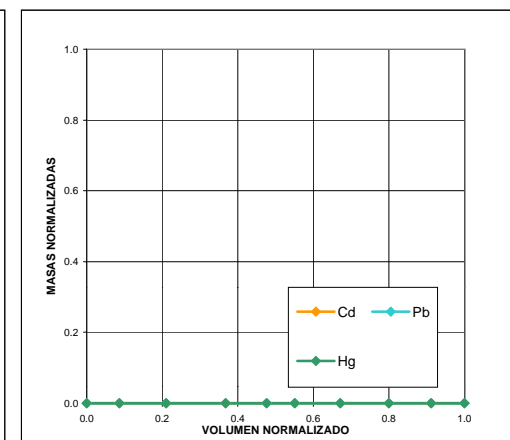
PARAMETROS

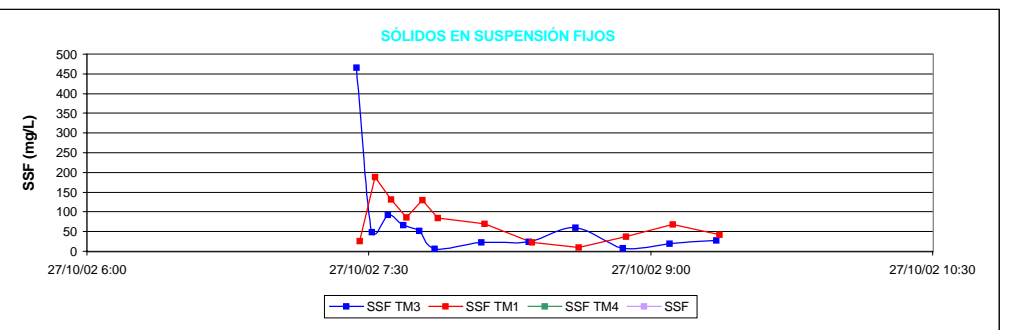
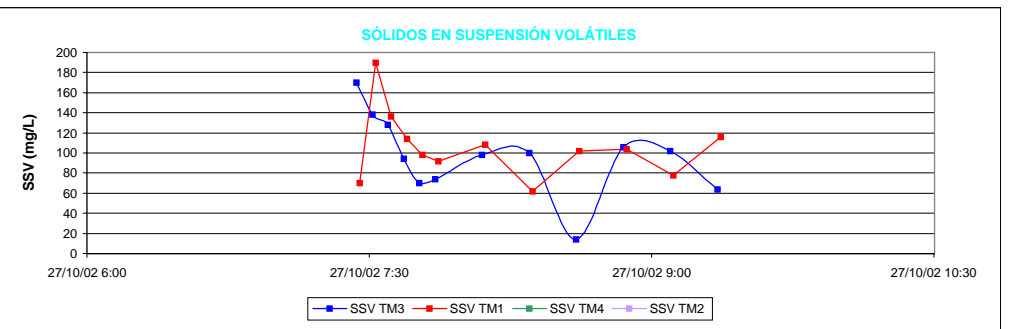
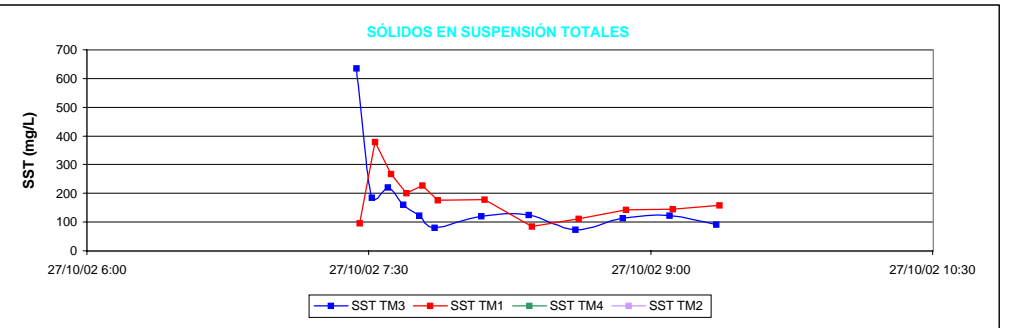
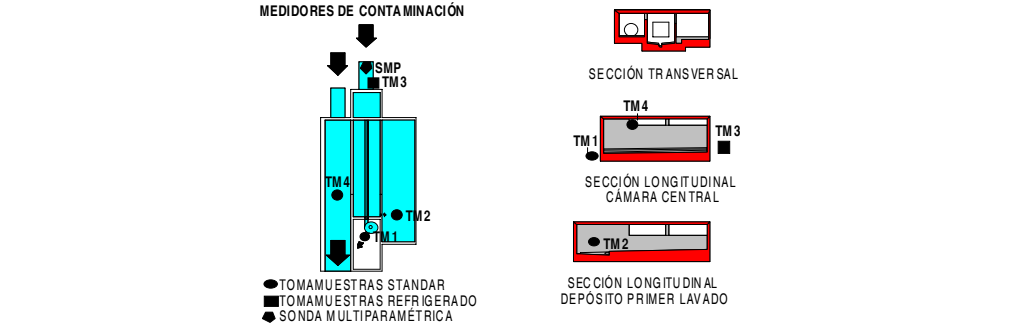
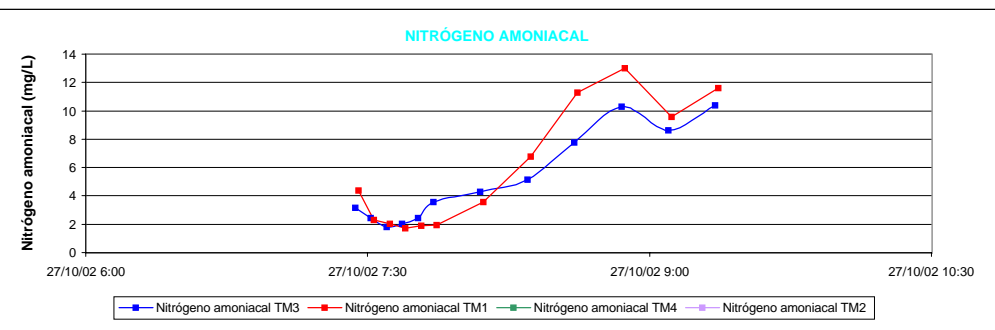
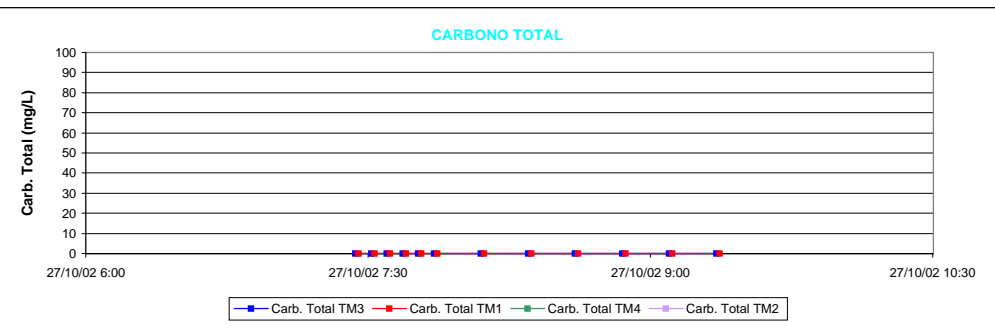
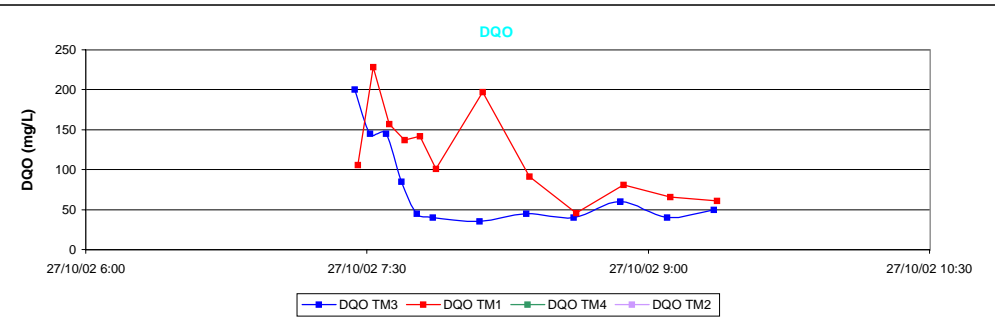
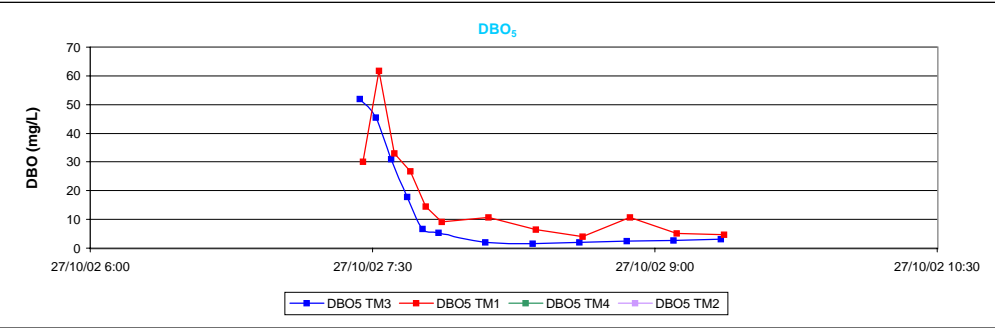
MASAS (KG)

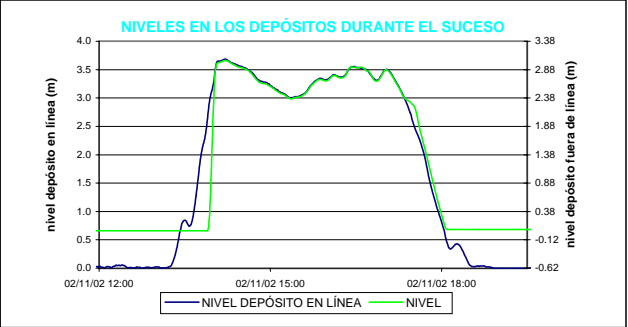
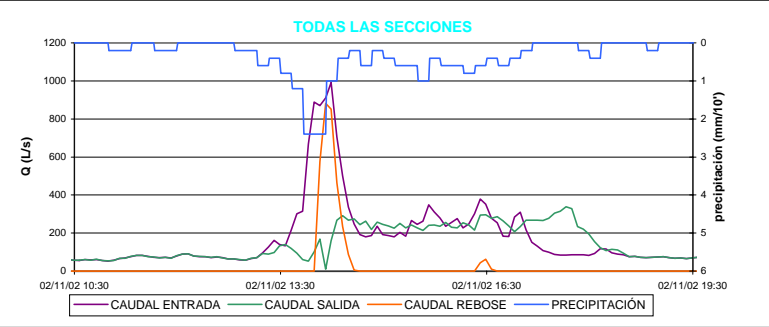
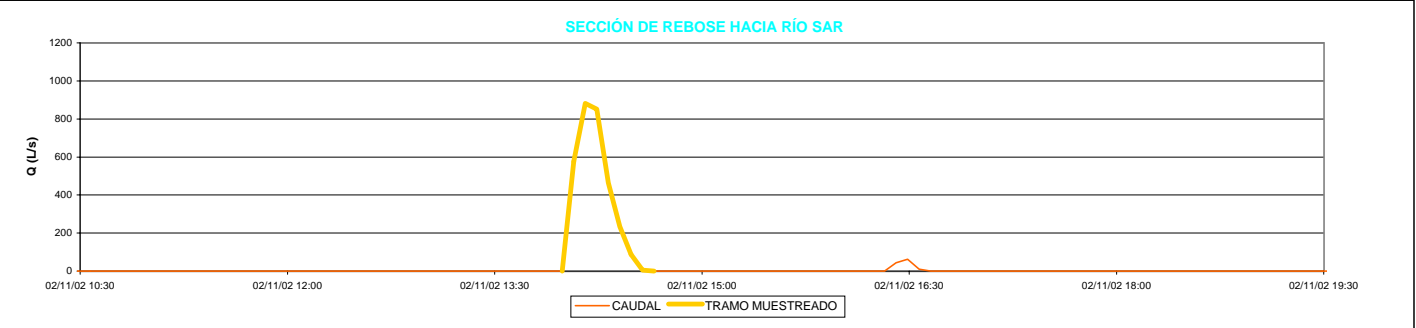
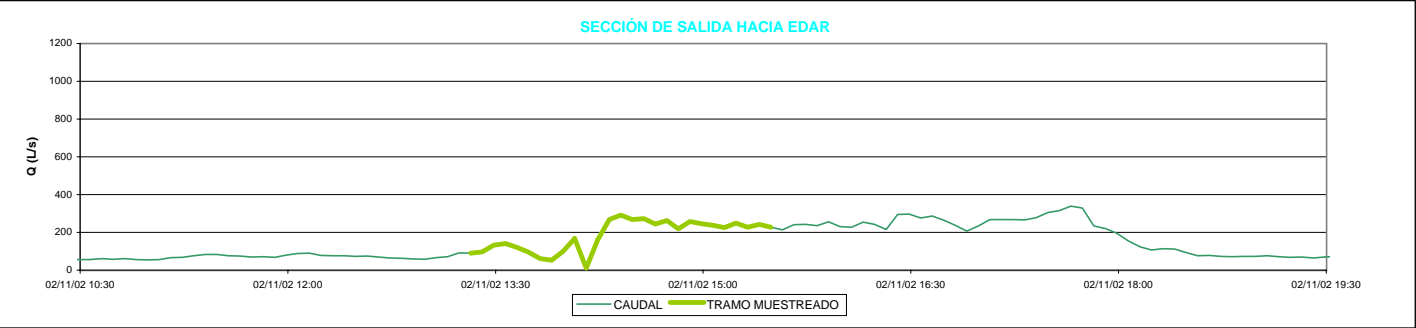
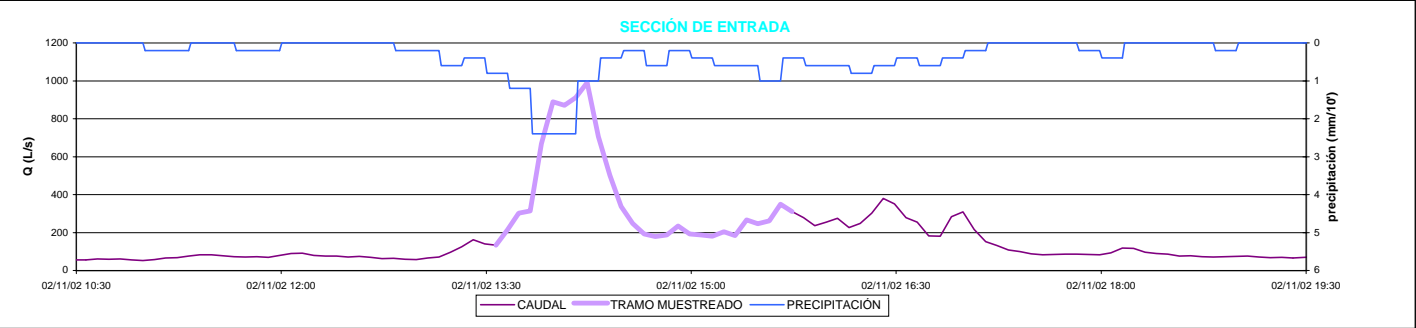
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.63 | 210.16 | 174.64 | 35.51 | 83.10 | 2.18 |
| SV | 0.76 | 90.70 | 76.06 | 14.65 | 83.85 | 0.95 |
| SF | 0.54 | 119.45 | 98.59 | 20.87 | 82.53 | 1.23 |
| SDT | 1.17 | 57.23 | 31.27 | 25.96 | 54.64 | 0.39 |
| SDV | 2.89 | 6.67 | 0.15 | 6.52 | 2.32 | 0.00 |
| SDF | 1.05 | 50.55 | 31.12 | 19.44 | 61.55 | 0.39 |
| SST | 0.51 | 152.93 | 143.37 | 9.56 | 93.75 | 1.79 |
| SSV | 0.70 | 84.03 | 75.90 | 8.13 | 90.33 | 0.95 |
| SSF | 0.32 | 68.90 | 67.47 | 1.43 | 97.93 | 0.84 |
| NTK | 0.86 | 12.01 | 6.28 | 5.74 | 52.25 | 0.08 |
| N amoniacal | 1.63 | 2.91 | 0.02 | 2.89 | 0.77 | 0.00 |
| P total | 0.66 | 2.02 | 1.39 | 0.63 | 68.90 | 0.02 |
| P disuelto | 0.95 | 0.37 | 0.05 | 0.32 | 14.03 | 0.00 |
| DBO5 | 0.34 | 15.51 | 1.30 | 14.21 | 8.39 | 0.02 |
| DQO total | 0.51 | 73.37 | 44.17 | 29.20 | 60.20 | 0.55 |
| DQO no sed. | 0.69 | 27.39 | 9.48 | 17.91 | 34.60 | 0.12 |
| DQO sed. | 0.42 | 45.98 | 34.69 | 11.29 | 75.44 | 0.43 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|---|----------|---------|---------|-----------|------|
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |







PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

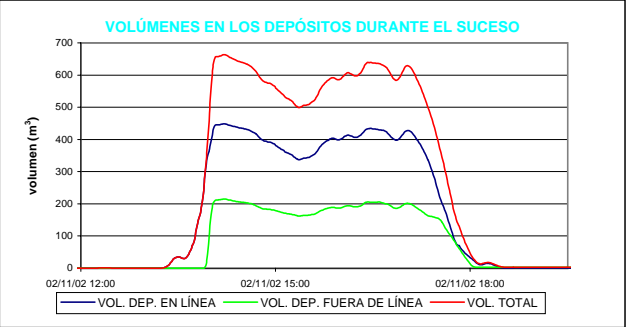
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 17.8 |
| Día y hora de inicio | 02/11/02 12:56 |
| Día y hora de finalización | 02/11/02 17:10 |
| Duración (horas) | 4.23 |
| Intensidad media | 4.20 |
| Hora de máxima precipitación | 14:00 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 2.4 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 02/11/02 12:56 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 02/11/02 15:10 |

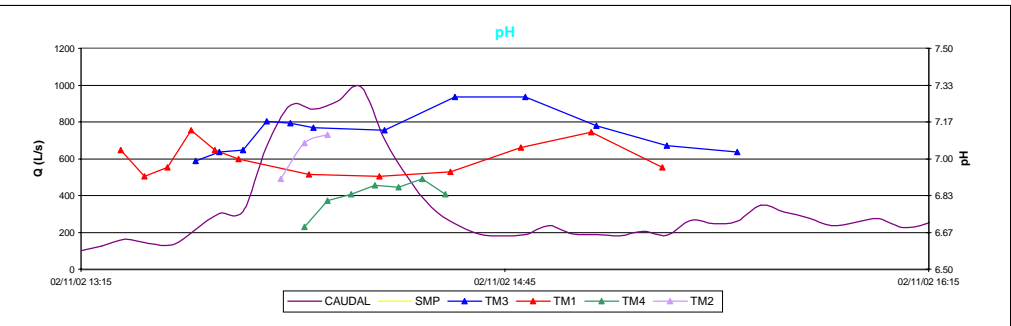
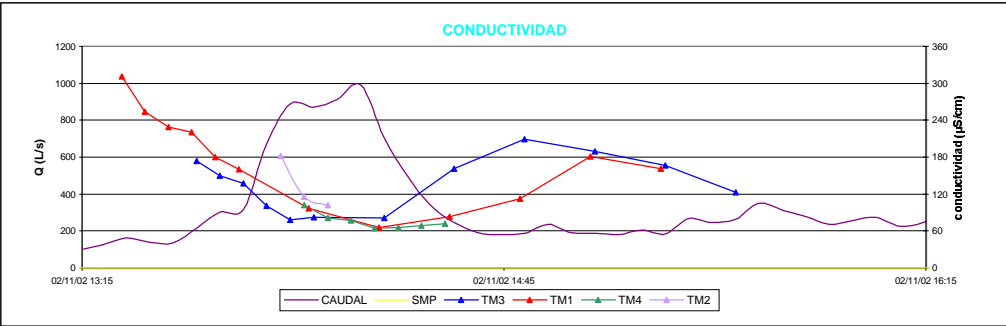
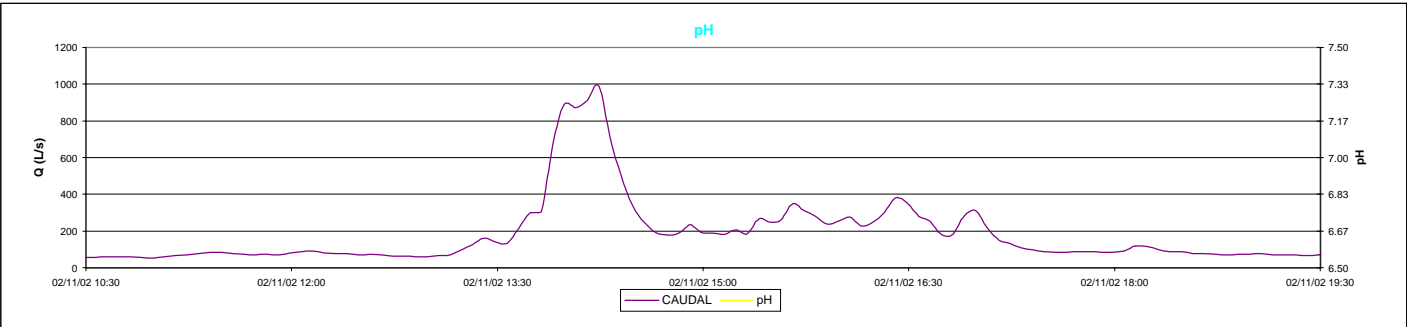
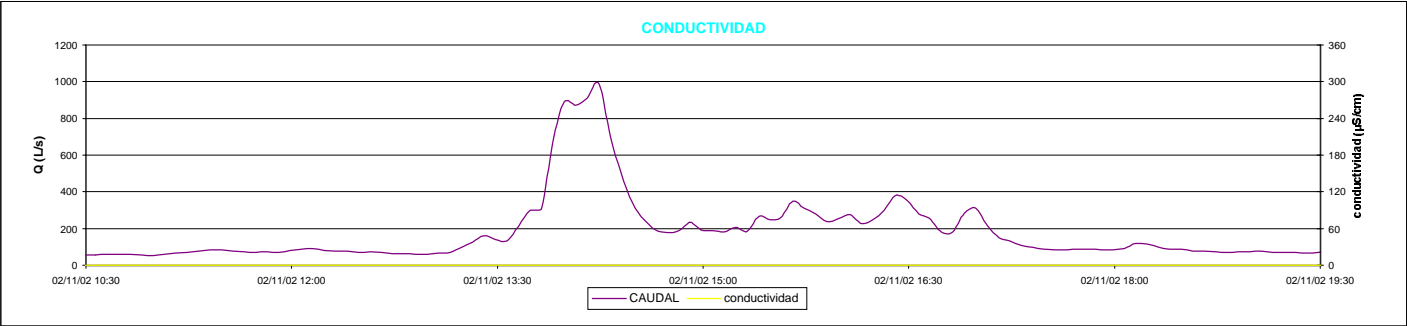
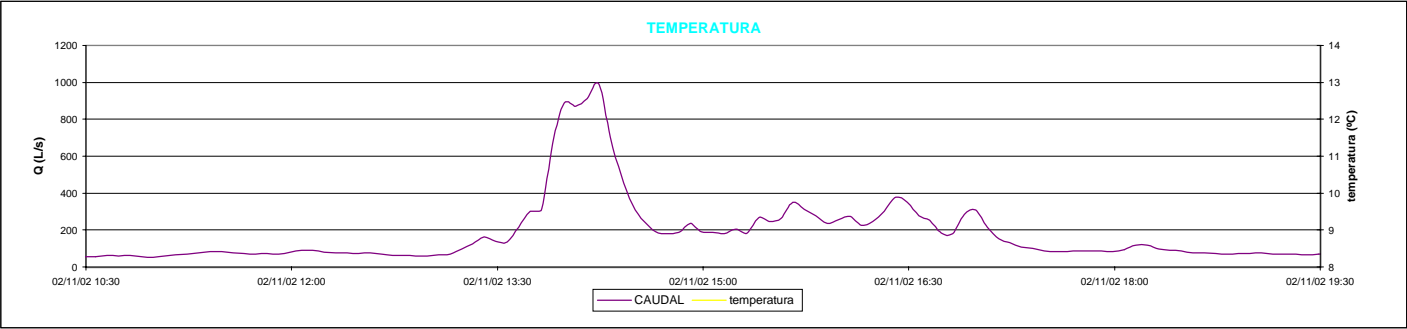
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|--------|
| Volumen total | 2096.1 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 104.6 |
| Volumen asignado a escorrentía | 1991.6 |
| Volumen vertido al medio receptor | 929.8 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 95.0 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 44.4 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 990.6 | 290.8 | 881.2 |
| Mínimo | 133.7 | 10.6 | 0.0 |
| Media | 497.0 | 167.6 | 206.6 |
| Máximo/Media | 2.0 | 1.7 | 4.3 |





PARAMETROS

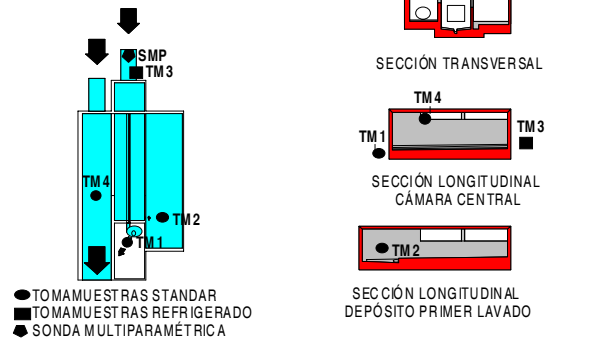
SUCESO

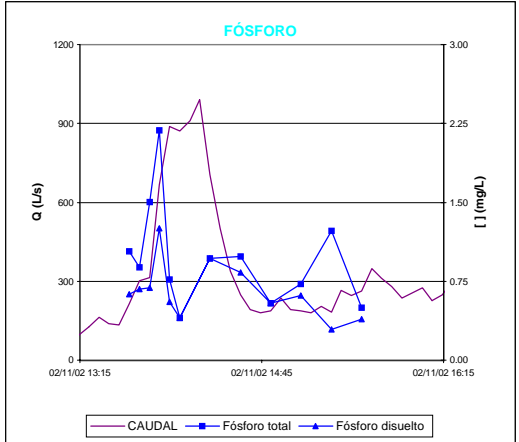
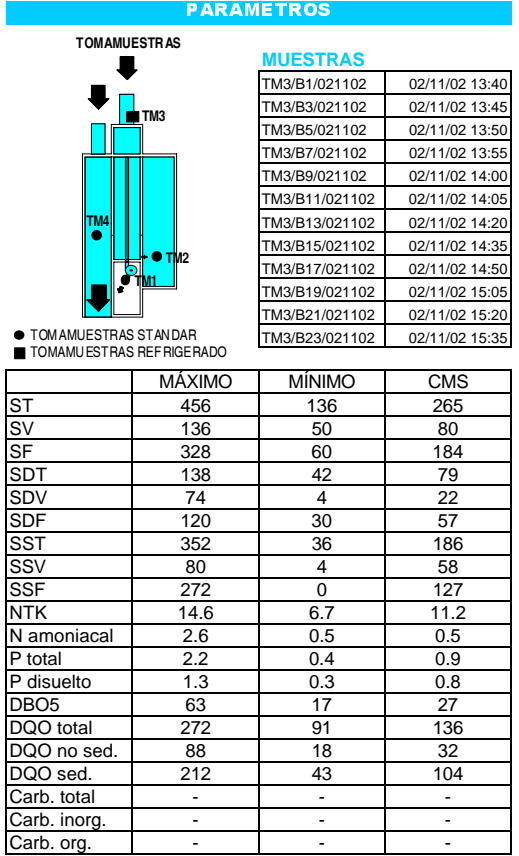
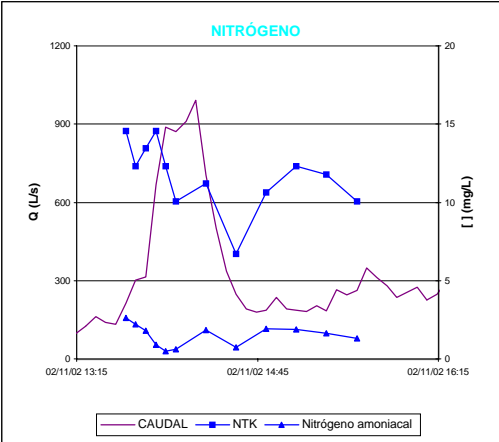
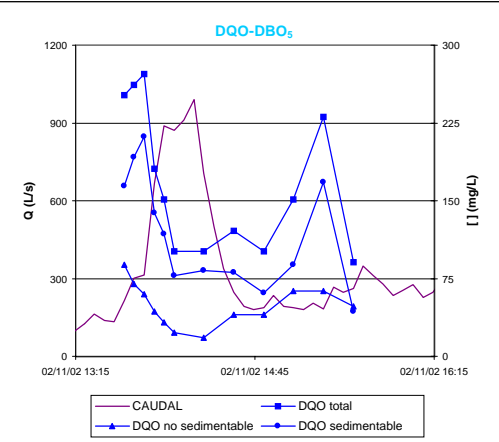
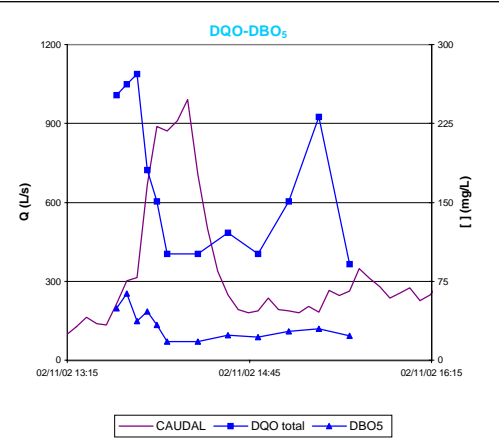
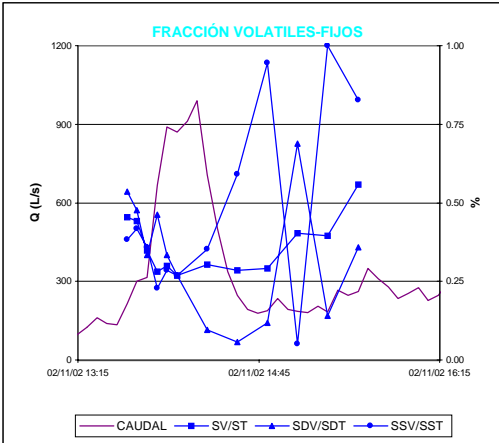
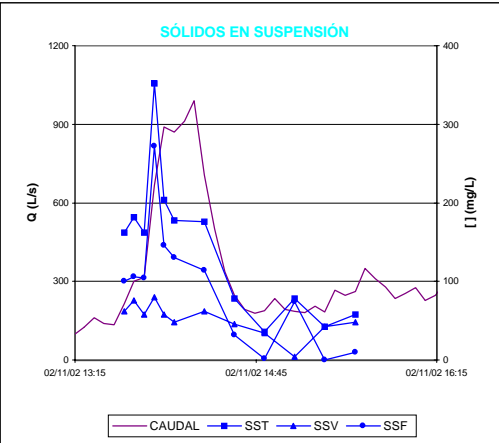
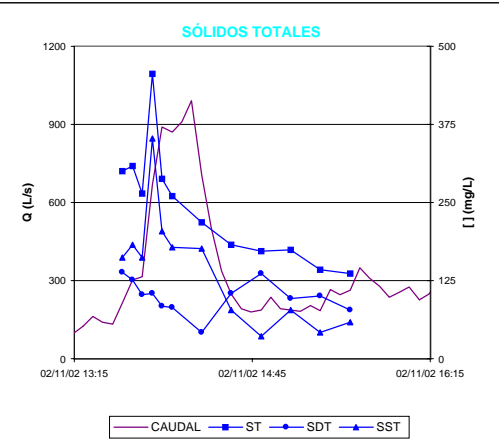
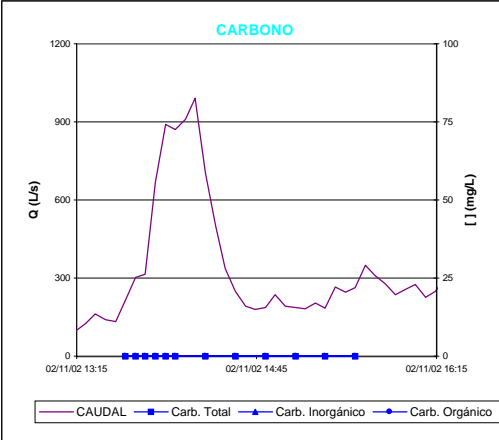
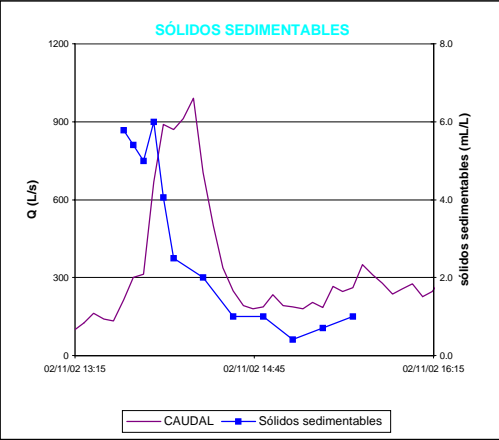
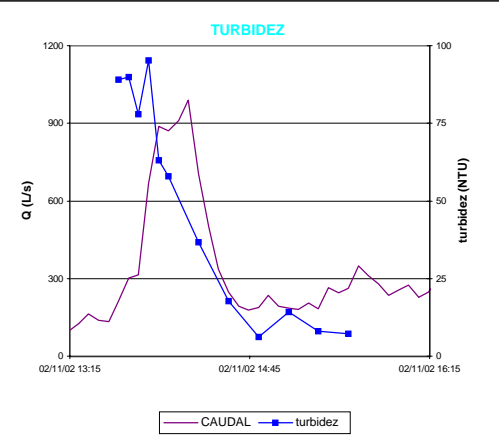
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | noviembre |
| Tipo de suceso | tipo C |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 02/11/02 13:24 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 02/11/02 15:35 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 3 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 7 |
| Nº de muestras capturadas en total | 34 |
| Nº de muestras analizadas | 34 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 8 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 02/11/02 13:37 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 02/11/02 14:42 |

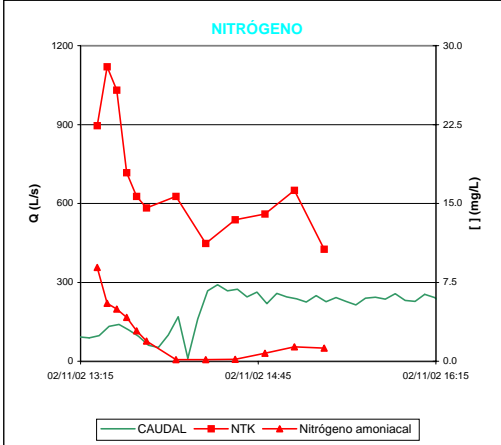
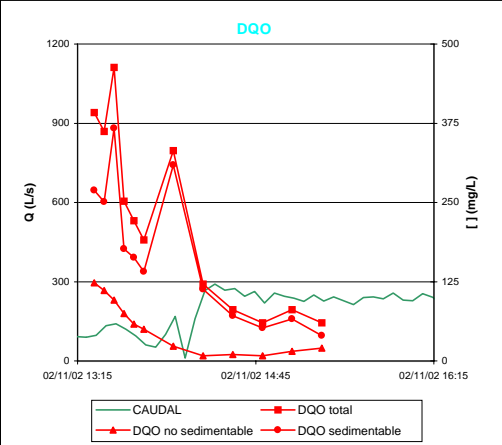
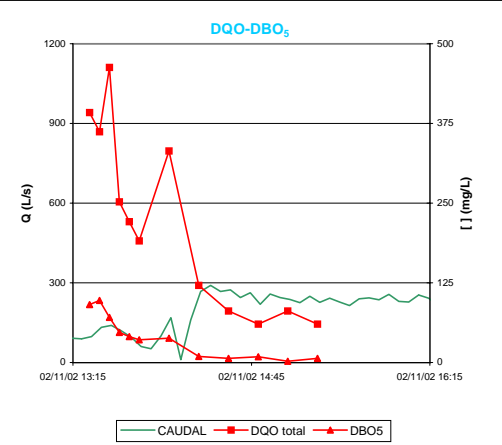
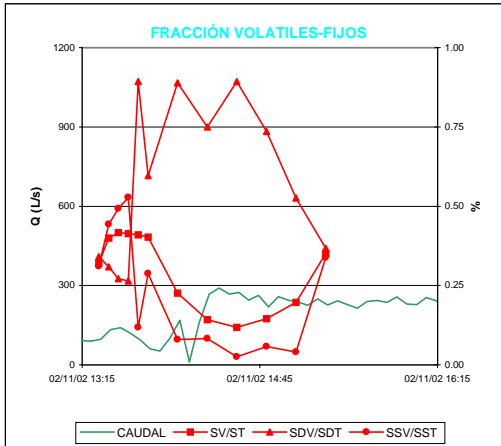
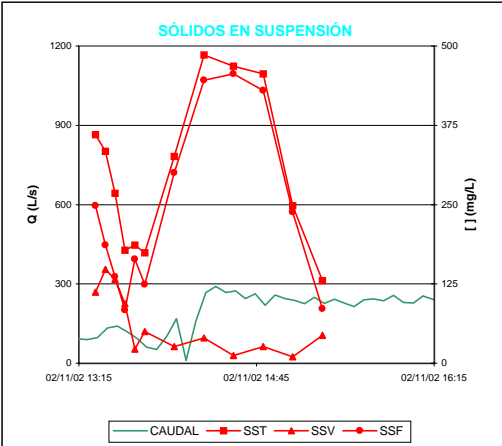
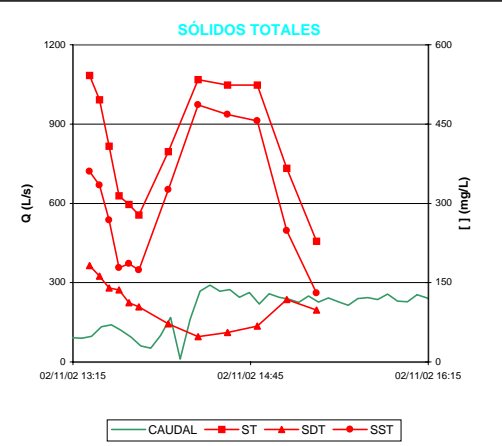
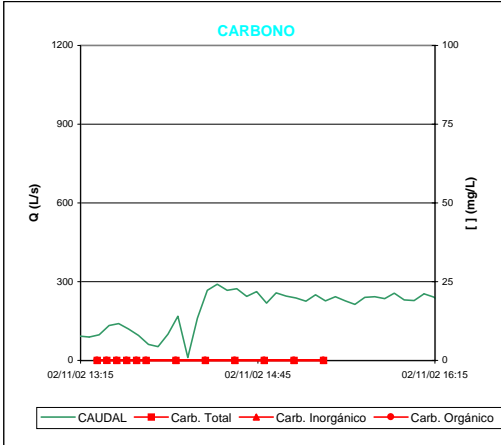
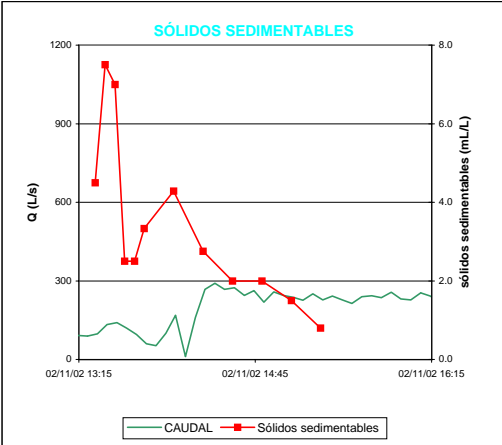
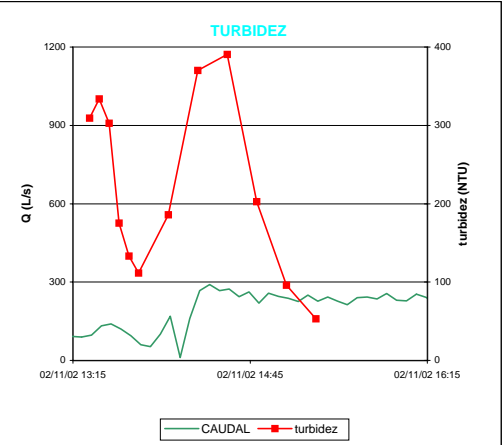
SONDA MULTIPARAMÉTRICA

| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | - | - | - |
| Conductividad (µS/cm) | - | - | - |
| Temperatura (°C) | - | - | - |

MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN







PARAMETROS

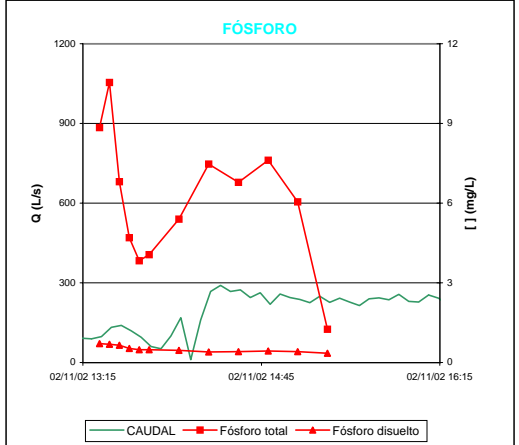
TOMAMUESTRAS

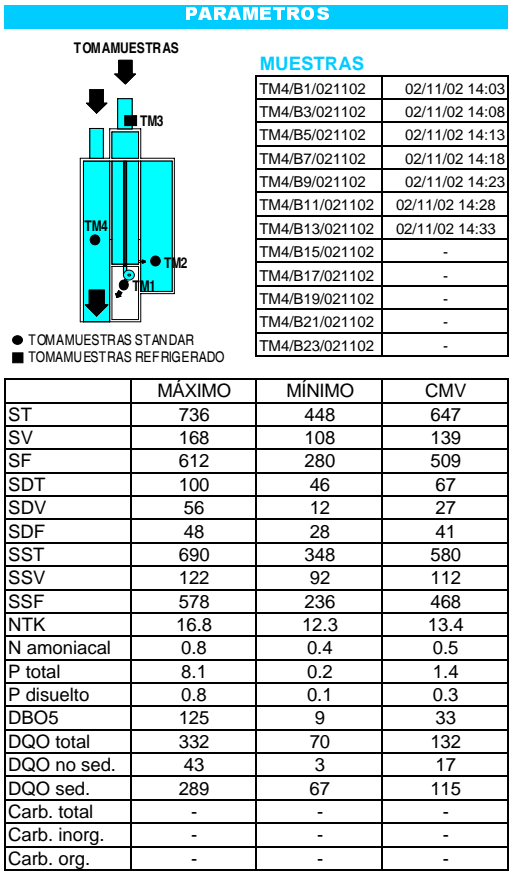
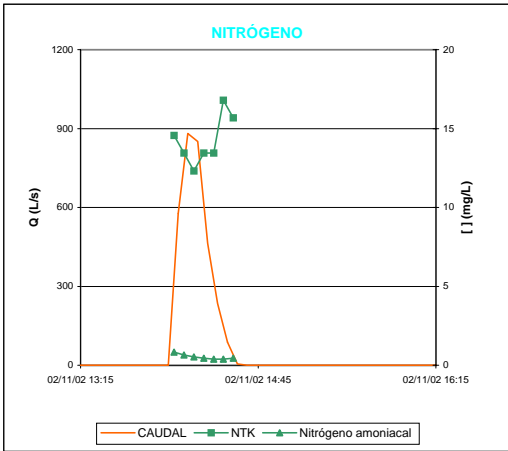
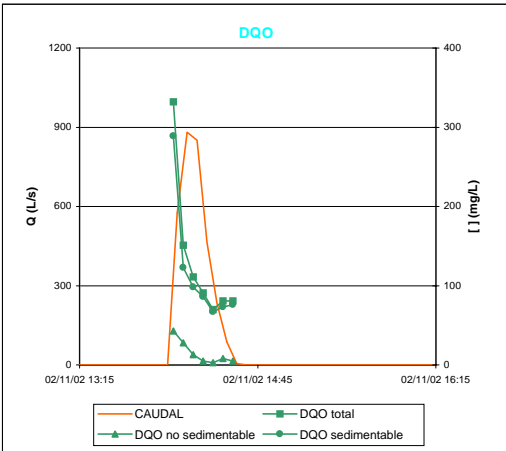
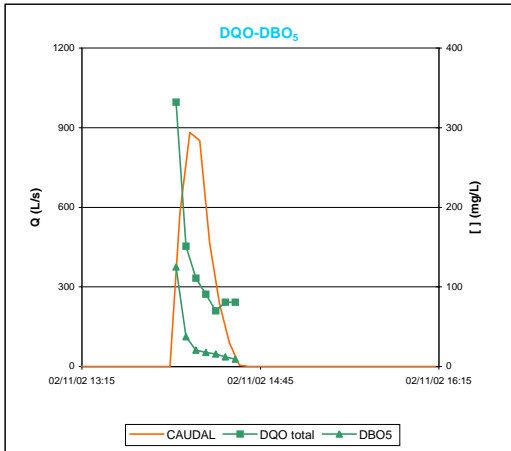
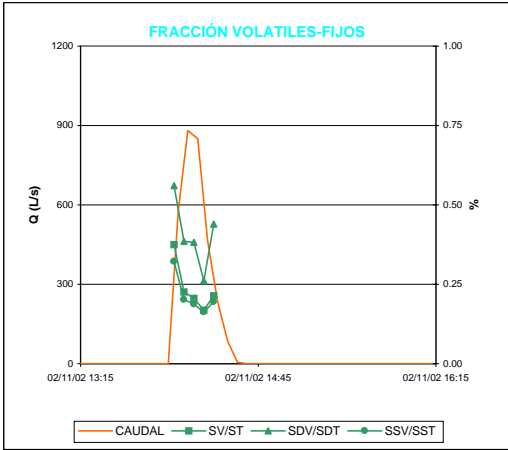
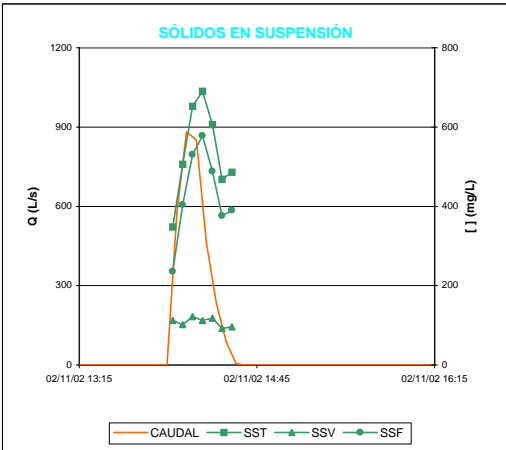
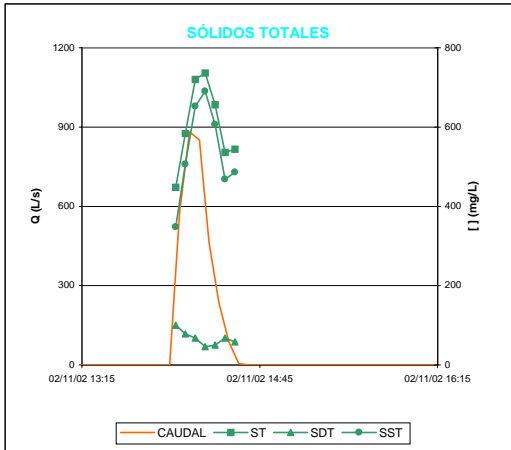
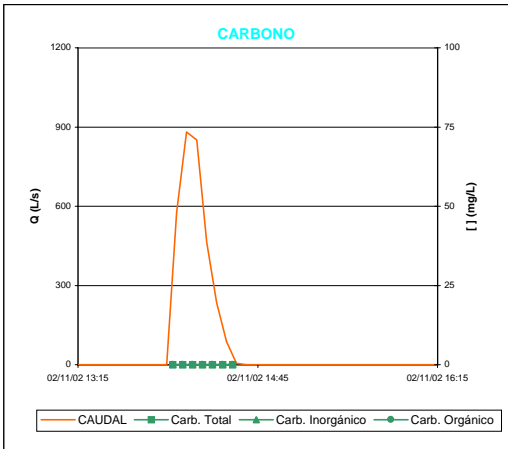
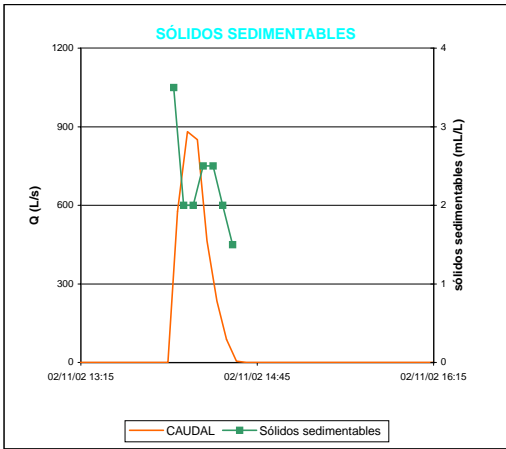
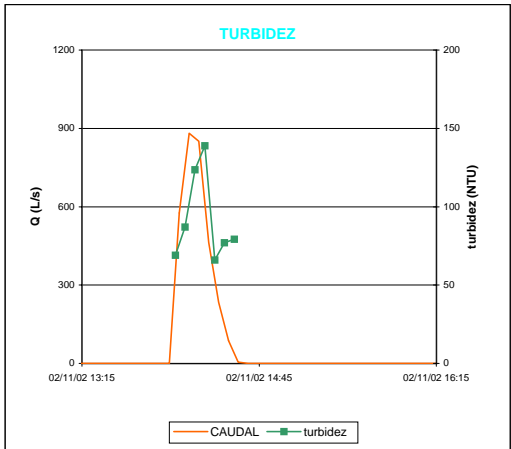
● TOMAMUESTRAS STANDAR
■ TOMAMUESTRAS REFRIGERADO

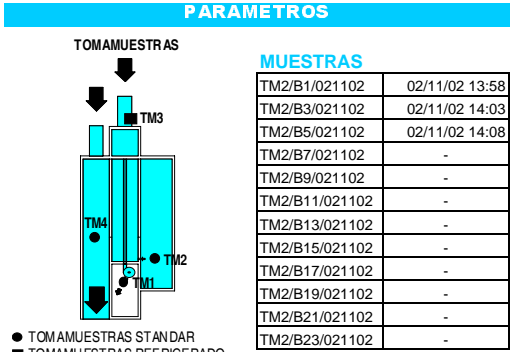
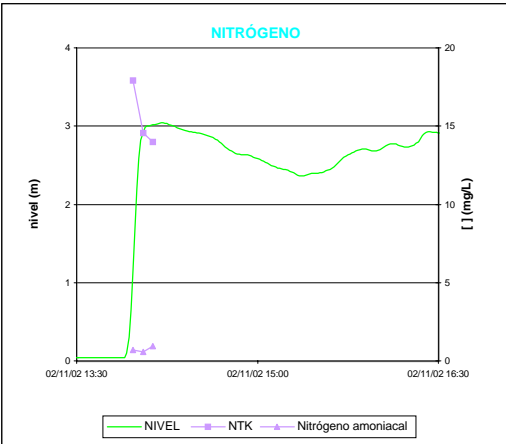
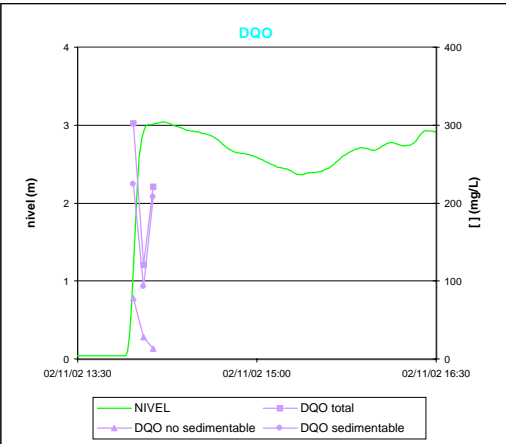
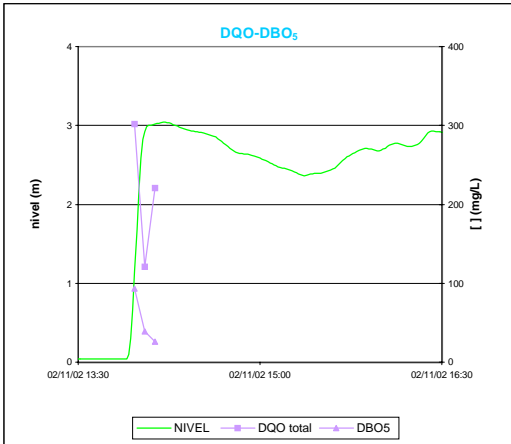
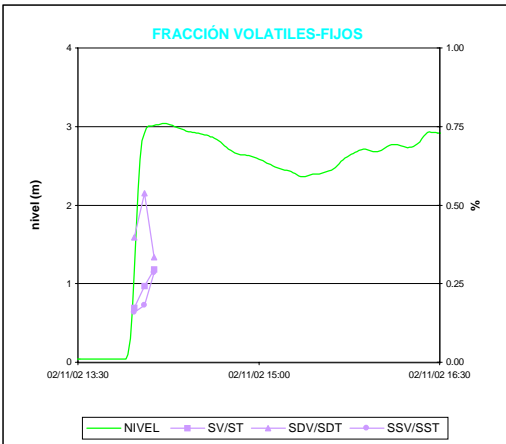
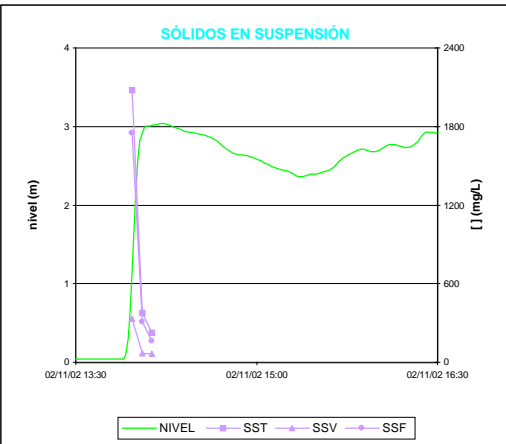
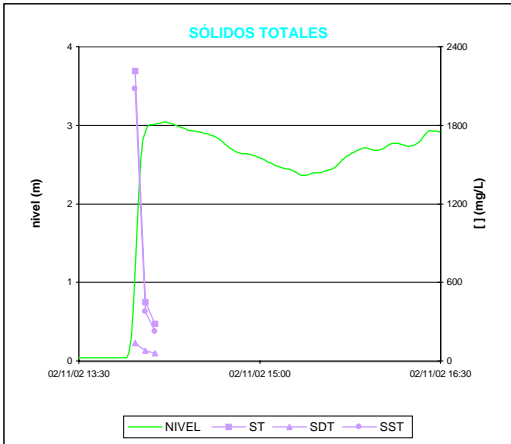
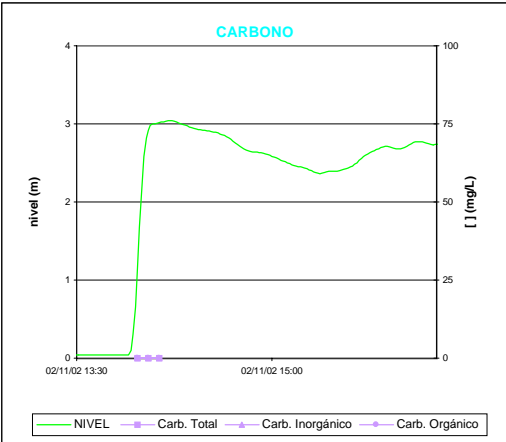
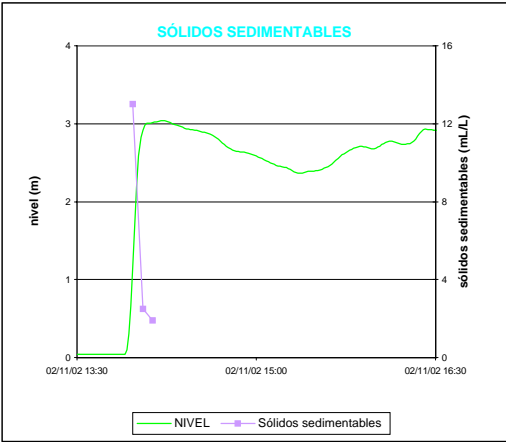
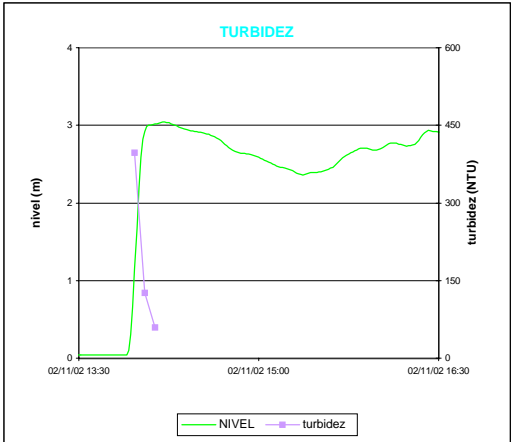
MUESTRAS

| Sample ID | Time |
|----------------|----------------|
| TM1/B1/021102 | 02/11/02 13:24 |
| TM1/B3/021102 | 02/11/02 13:29 |
| TM1/B5/021102 | 02/11/02 13:34 |
| TM1/B7/021102 | 02/11/02 13:39 |
| TM1/B9/021102 | 02/11/02 13:44 |
| TM1/B11/021102 | 02/11/02 13:49 |
| TM1/B13/021102 | 02/11/02 14:04 |
| TM1/B15/021102 | 02/11/02 14:19 |
| TM1/B17/021102 | 02/11/02 14:34 |
| TM1/B19/021102 | 02/11/02 14:49 |
| TM1/B21/021102 | 02/11/02 15:04 |
| TM1/B23/021102 | 02/11/02 15:19 |

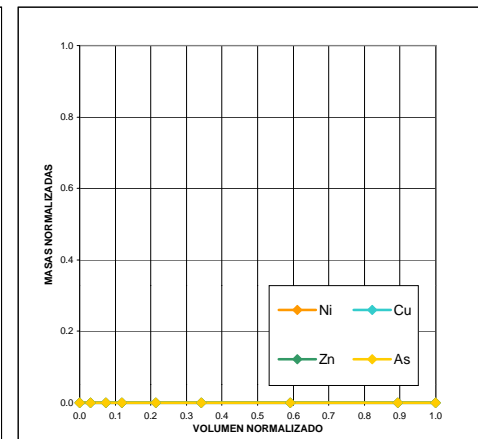
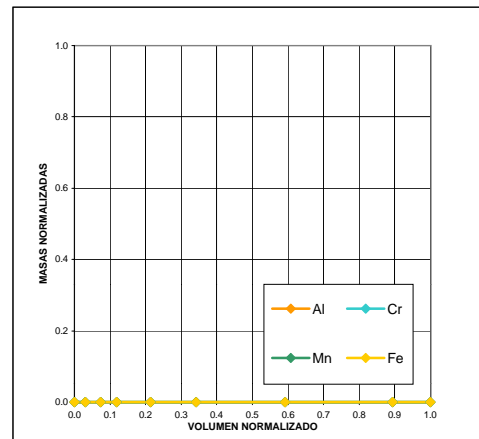
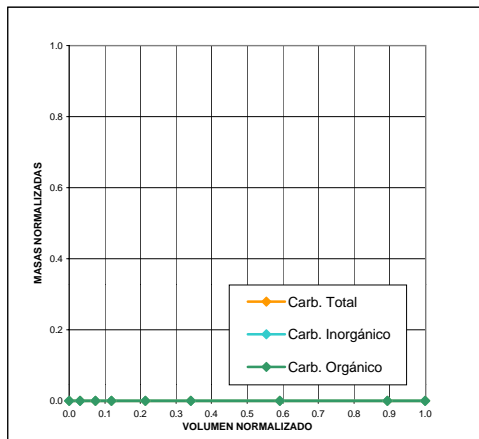
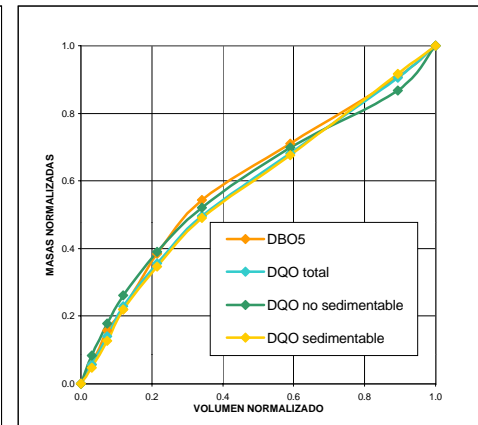
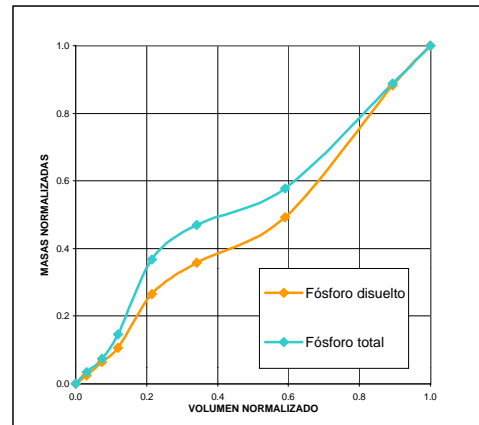
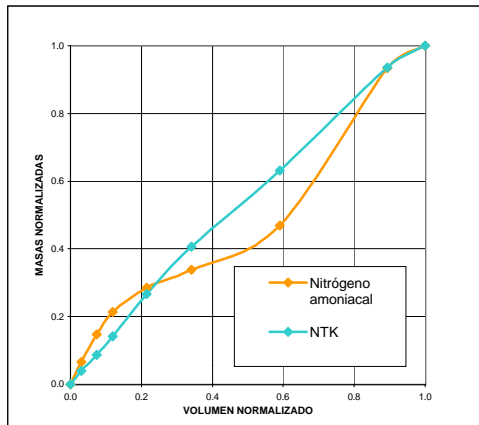
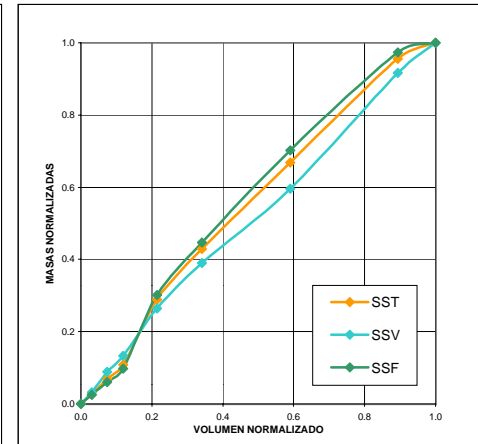
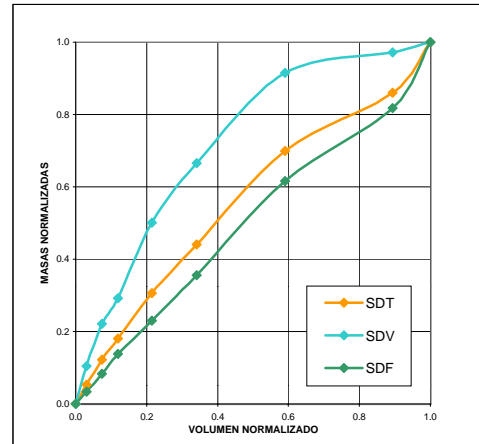
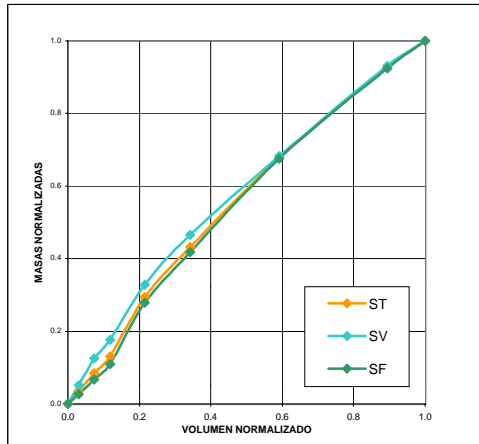
| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 542 | 228 | - |
| SV | 198 | 62 | - |
| SF | 462 | 148 | - |
| SDT | 182 | 48 | - |
| SDV | 100 | 36 | - |
| SDF | 120 | 6 | - |
| SST | 486 | 130 | - |
| SSV | 148 | 10 | - |
| SSF | 456 | 84 | - |
| NTK | 28.0 | 10.6 | - |
| N amoniacal | 8.9 | 0.2 | - |
| P total | 10.5 | 1.2 | - |
| P disuelto | 0.7 | 0.4 | - |
| DBO5 | 97 | 2 | - |
| DQO total | 463 | 60 | - |
| DQO no sed. | 123 | 8 | - |
| DQO sed. | 367 | 40 | - |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |







| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 2214 | 284 | - |
| SV | 384 | 84 | - |
| SF | 1830 | 200 | - |
| SDT | 136 | 60 | - |
| SDV | 54 | 20 | - |
| SDF | 82 | 36 | - |
| SST | 2078 | 224 | - |
| SSV | 330 | 64 | - |
| SSF | 1748 | 160 | - |
| NTK | 17.9 | 14.0 | - |
| N amoniacal | 0.9 | 0.6 | - |
| P total | 10.7 | 0.8 | - |
| P disuelto | 0.6 | 0.0 | - |
| DBO5 | 94 | 26 | - |
| DQO total | 302 | 121 | - |
| DQO no sed. | 78 | 13 | - |
| DQO sed. | 224 | 93 | - |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |



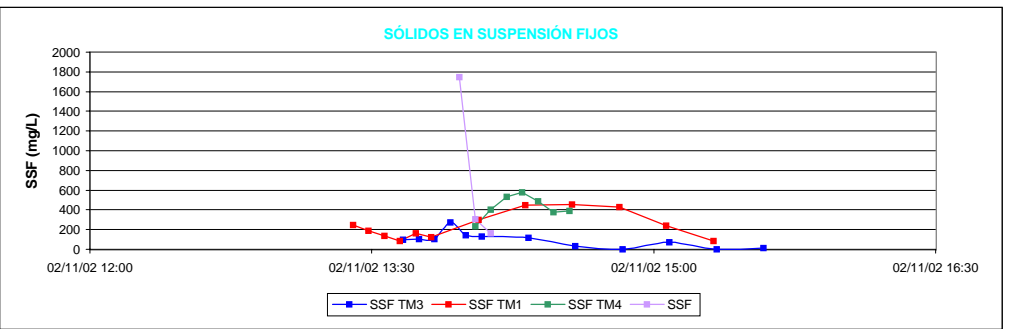
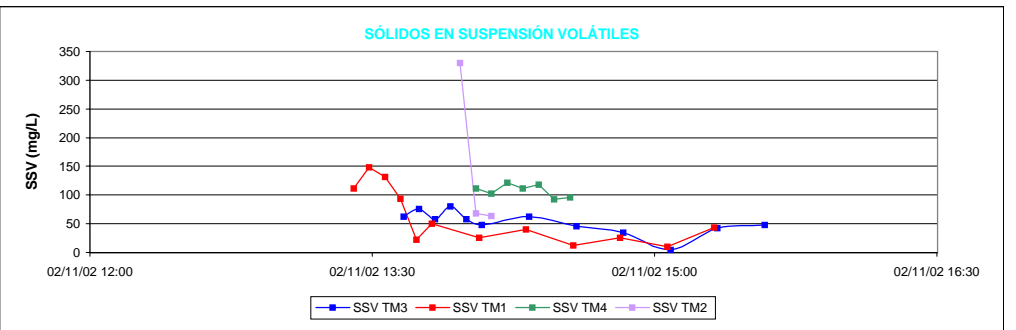
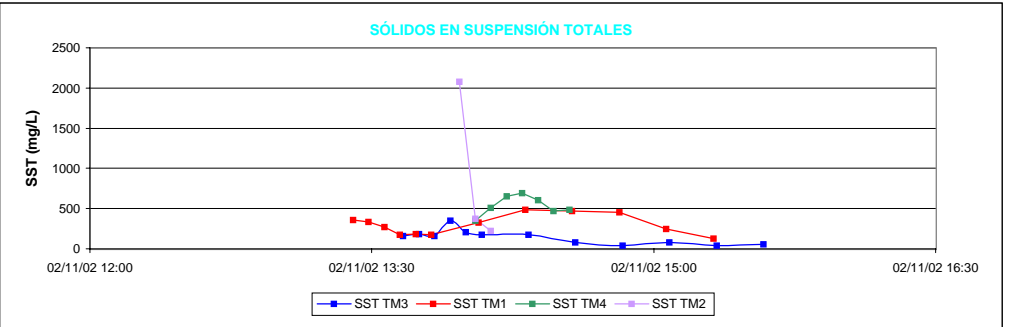
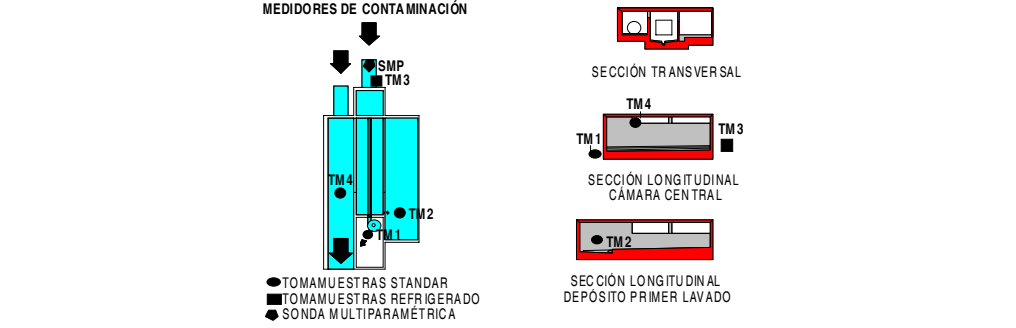
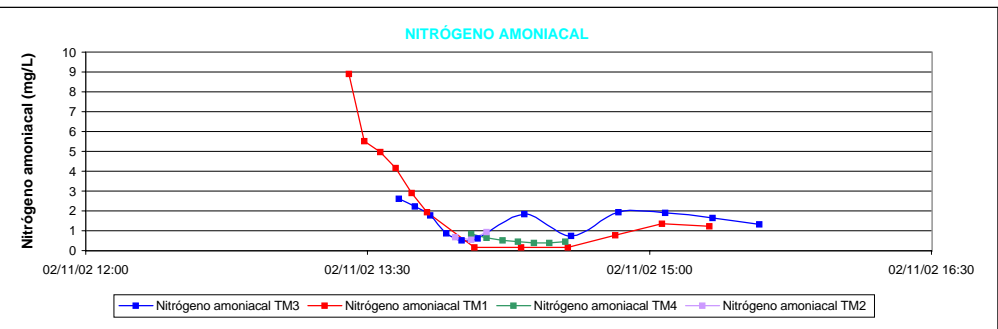
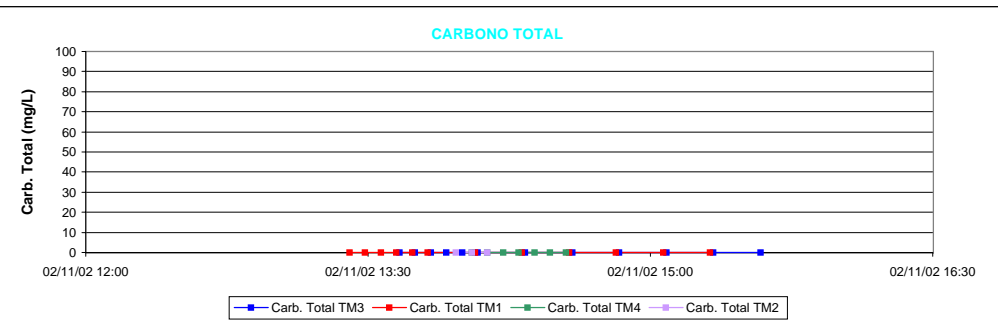
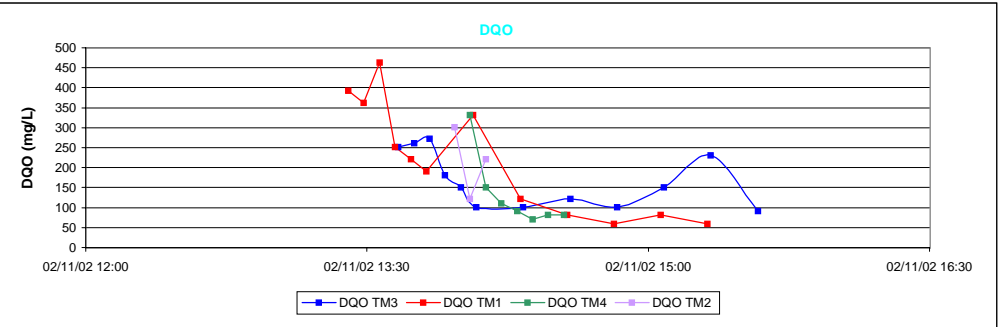
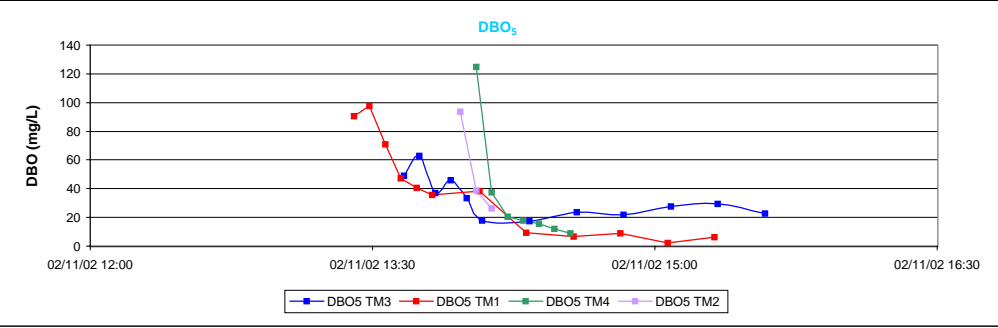
PARAMETROS

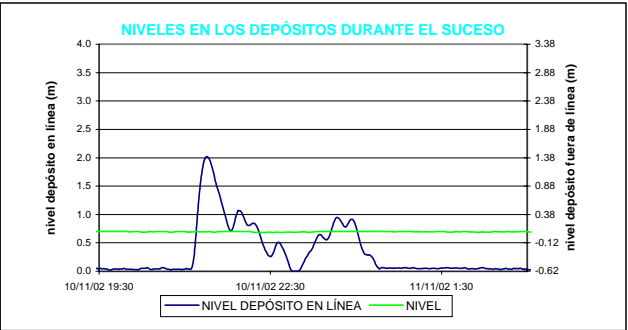
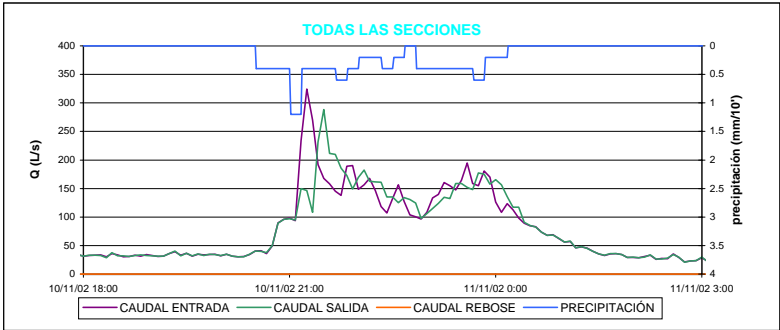
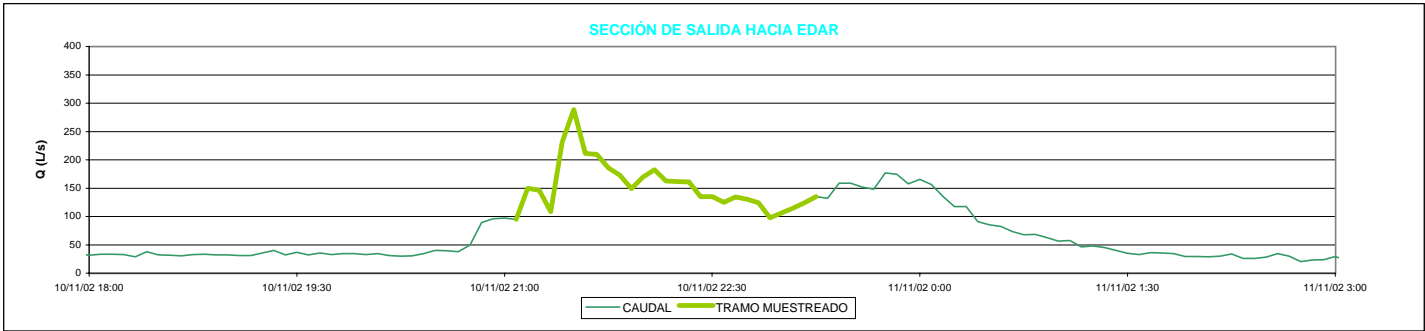
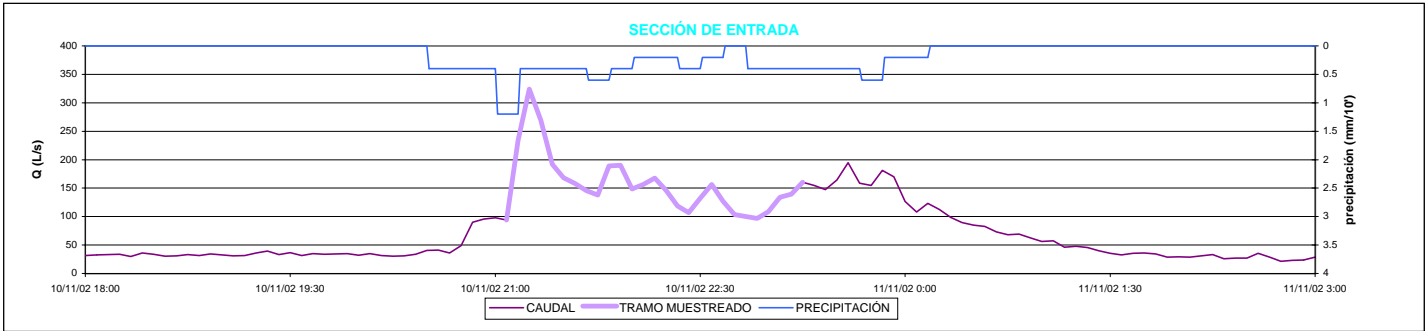
MASAS (KG)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.83 | 554.97 | 501.93 | 53.04 | 90.44 | 6.27 |
| SV | 0.75 | 168.35 | 148.62 | 19.73 | 88.28 | 1.86 |
| SF | 0.86 | 386.62 | 353.31 | 33.31 | 91.38 | 4.42 |
| SDT | 0.78 | 165.81 | 132.08 | 33.72 | 79.66 | 1.65 |
| SDV | 0.49 | 45.84 | 35.81 | 10.03 | 78.13 | 0.45 |
| SDF | 0.96 | 119.97 | 96.27 | 23.70 | 80.25 | 1.20 |
| SST | 0.85 | 389.17 | 369.85 | 19.32 | 95.04 | 4.62 |
| SSV | 0.91 | 122.51 | 112.81 | 9.70 | 92.08 | 1.41 |
| SSF | 0.83 | 266.66 | 257.04 | 9.62 | 96.39 | 3.21 |
| NTK | 0.87 | 23.39 | 18.70 | 4.69 | 79.96 | 0.23 |
| N amoniacal | 0.93 | 2.51 | 0.12 | 2.38 | 4.84 | 0.00 |
| P total | 0.81 | 1.98 | 1.15 | 0.83 | 58.19 | 0.01 |
| P disuelto | 1.03 | 1.58 | 1.02 | 0.56 | 64.77 | 0.01 |
| DBO5 | 0.66 | 56.12 | 24.83 | 31.29 | 44.24 | 0.31 |
| DQO total | 0.70 | 285.91 | 229.95 | 55.97 | 80.43 | 2.87 |
| DQO no sed. | 0.64 | 67.42 | 37.17 | 30.24 | 55.14 | 0.46 |
| DQO sed. | 0.72 | 218.50 | 192.77 | 25.72 | 88.23 | 2.41 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|---|----------|---------|---------|-----------|------|
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |





PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

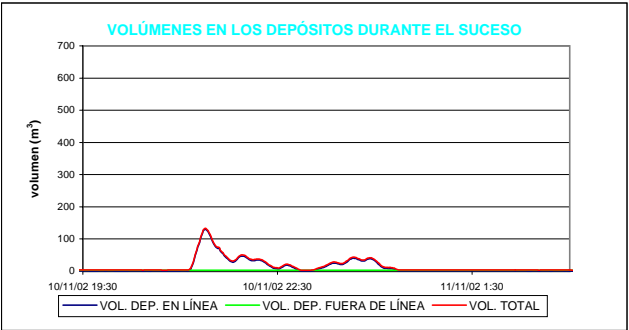
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 0 |
| Precipitación total (mm) | 8.6 |
| Día y hora de inicio | 10/11/02 20:31 |
| Día y hora de finalización | 11/11/02 0:08 |
| Duración (horas) | 3.62 |
| Intensidad media | 2.38 |
| Hora de máxima precipitación | 21:10 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 1.2 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 10/11/02 21:06 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 11/11/02 0:19 |

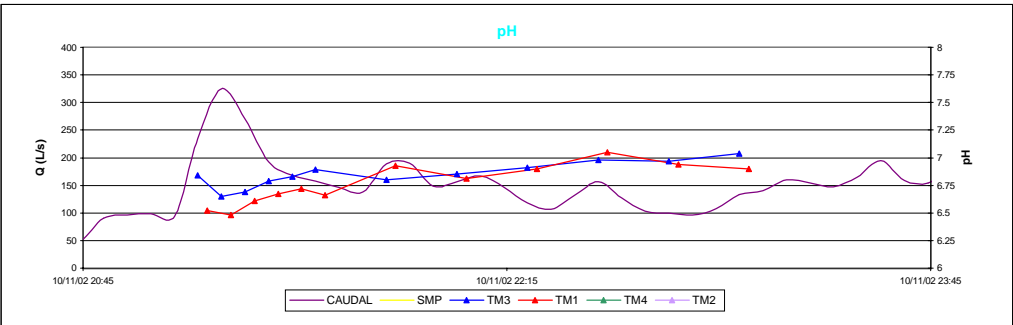
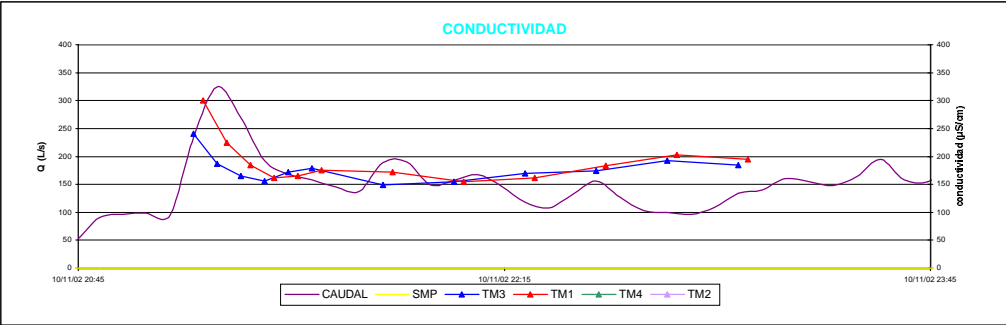
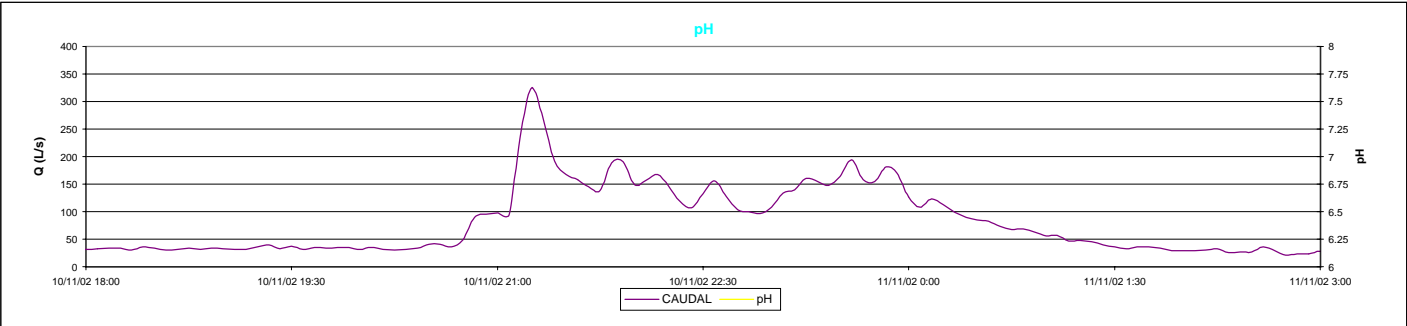
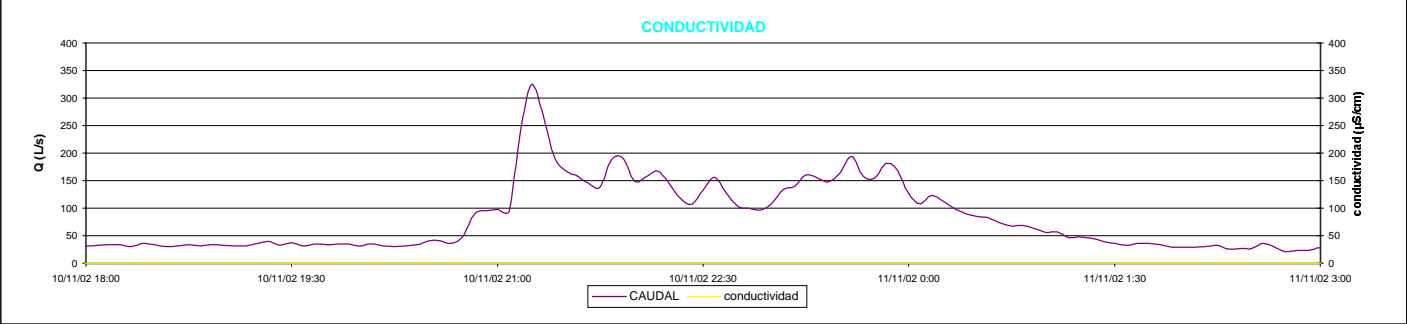
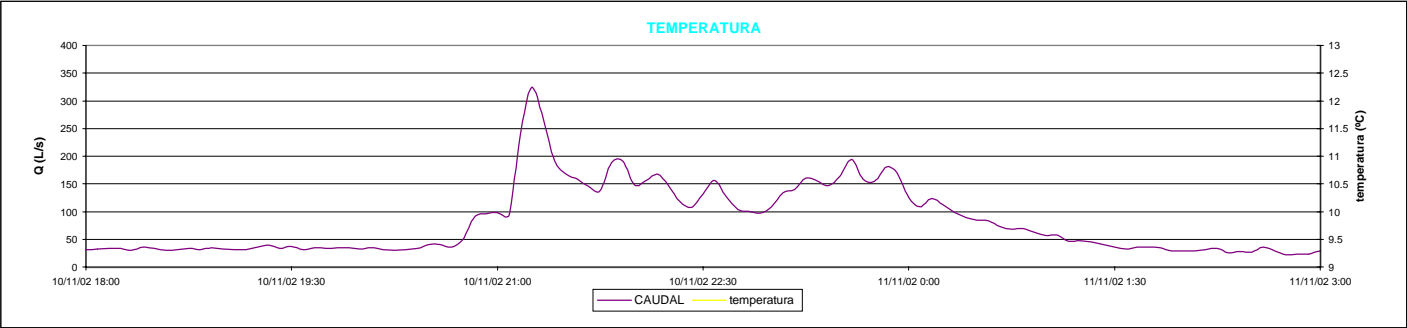
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|--------|
| Volumen total | 1099.5 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 149.7 |
| Volumen asignado a escorrentía | 949.8 |
| Volumen vertido al medio receptor | 0.0 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 86.4 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 0.0 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 324.2 | 288.5 | - |
| Mínimo | 93.9 | 94.8 | - |
| Media | 157.2 | 157.2 | - |
| Máximo/Media | 2.1 | 1.8 | - |





PARAMETROS

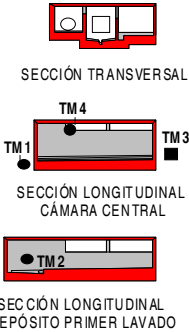
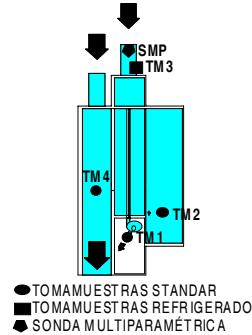
SUCESO

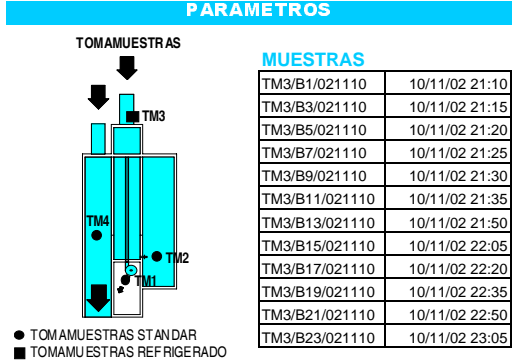
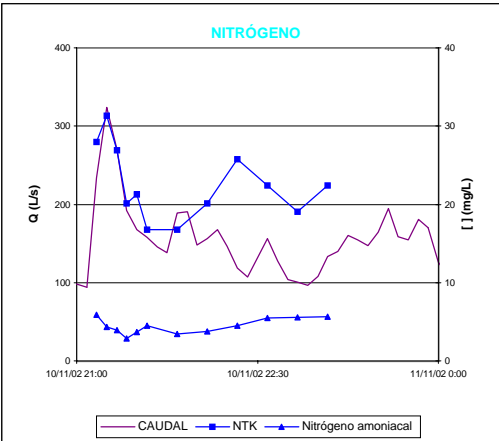
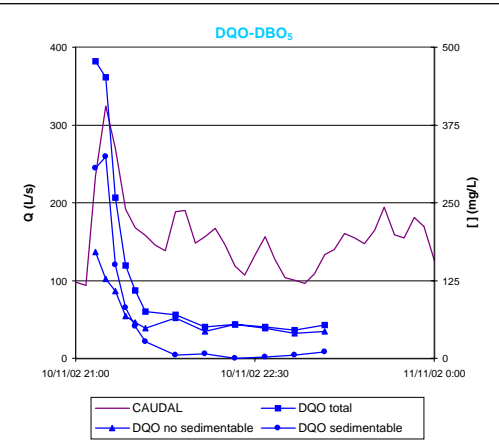
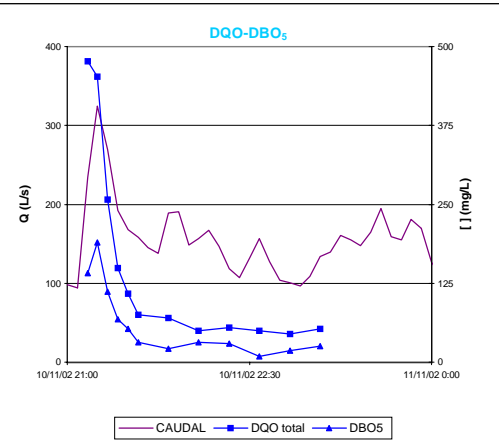
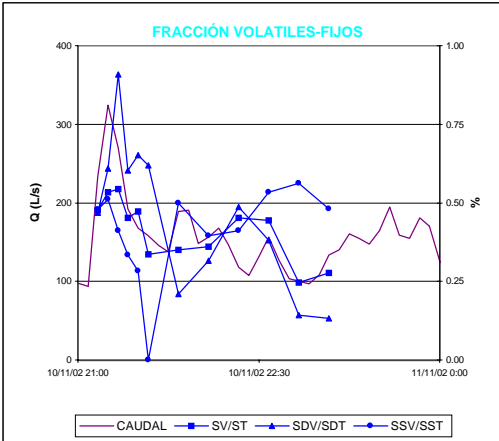
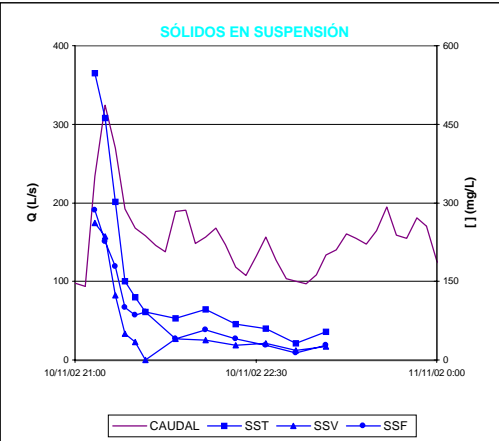
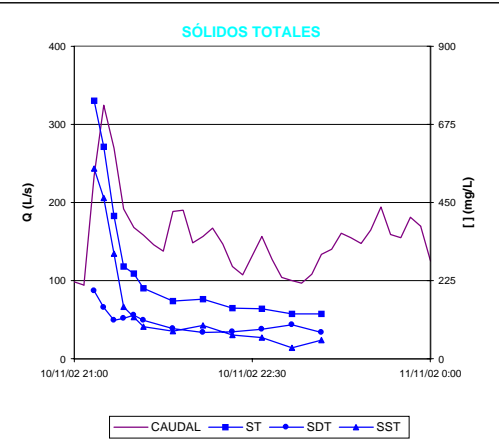
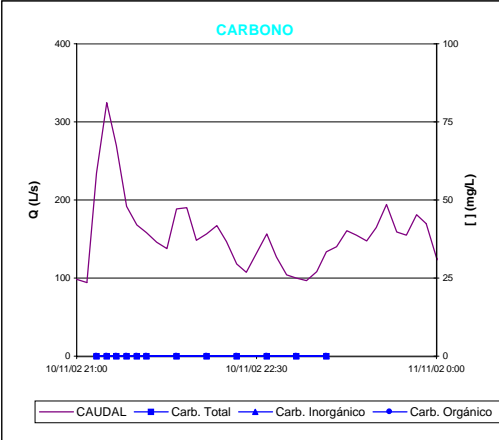
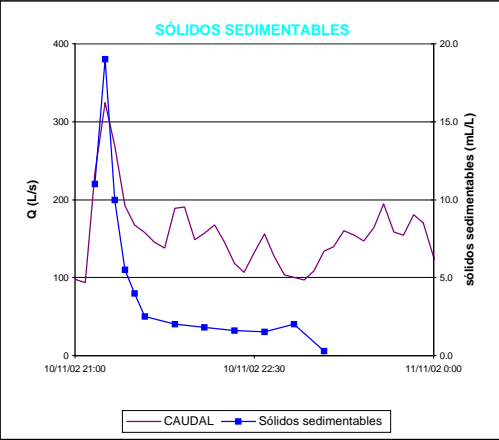
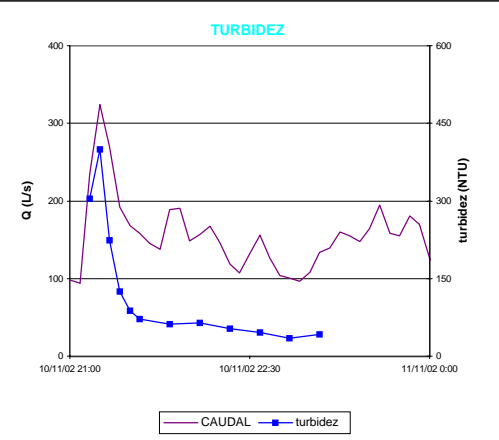
| | |
|---|----------------|
| Año | 2002 |
| Mes | noviembre |
| Tipo de suceso | tipo A |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 10/11/02 21:10 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 10/11/02 23:07 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 0 |
| Nº de muestras capturadas en total | 24 |
| Nº de muestras analizadas | 24 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 11 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 10/11/02 21:07 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 10/11/02 22:57 |

SONDA MULTIPARAMÉTRICA

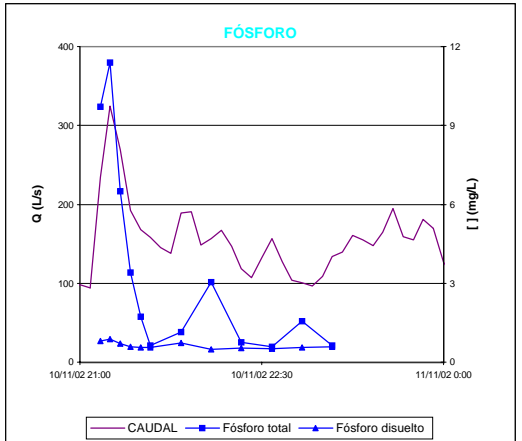
| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | - | - | - |
| Conductividad (µS/cm) | - | - | - |
| Temperatura (°C) | - | - | - |

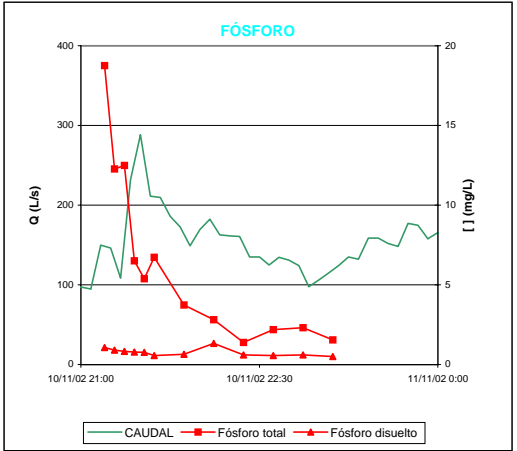
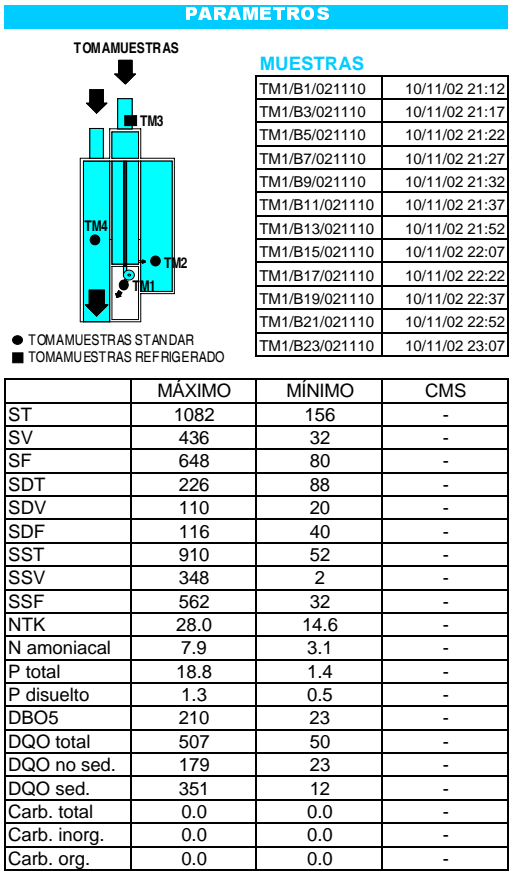
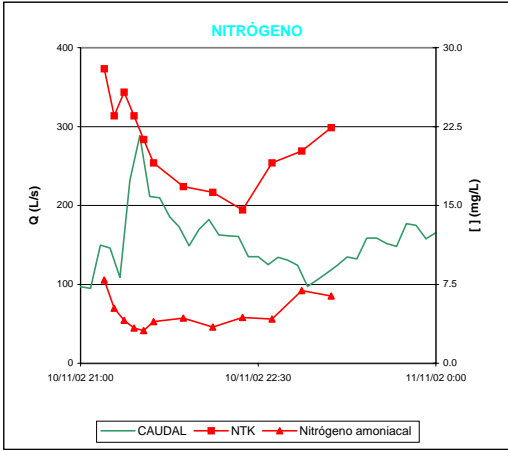
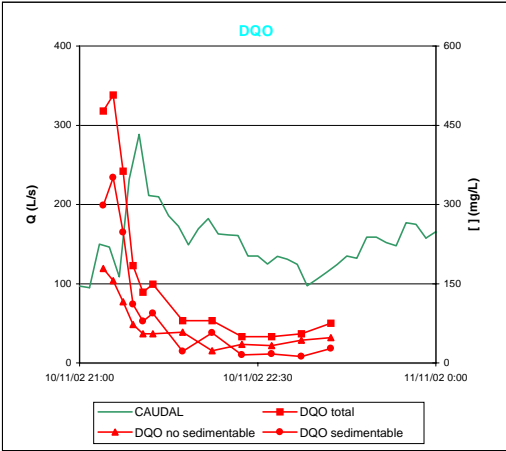
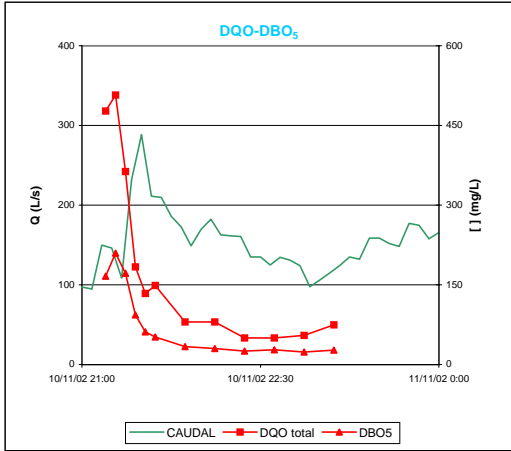
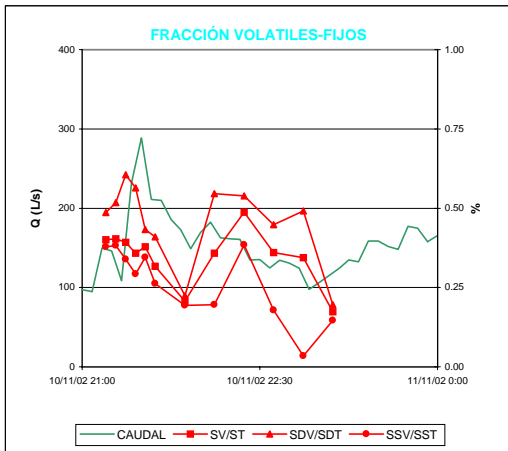
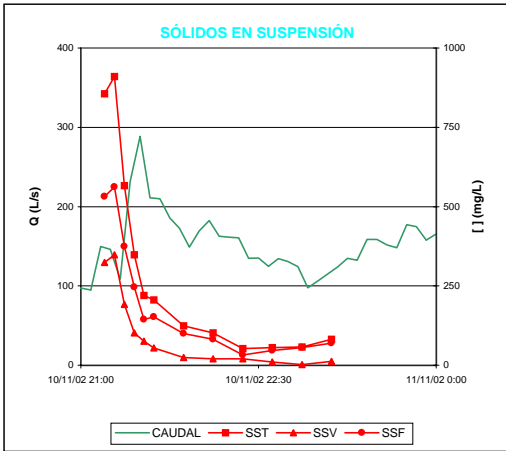
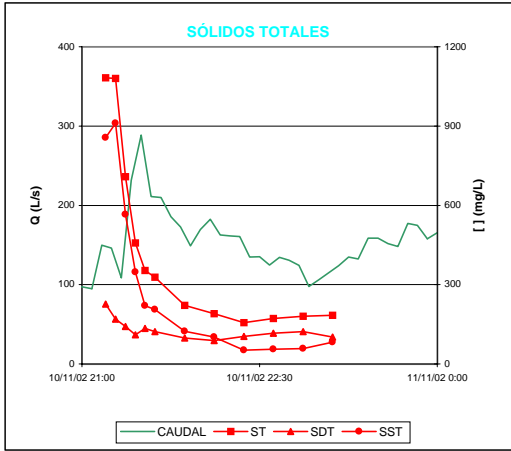
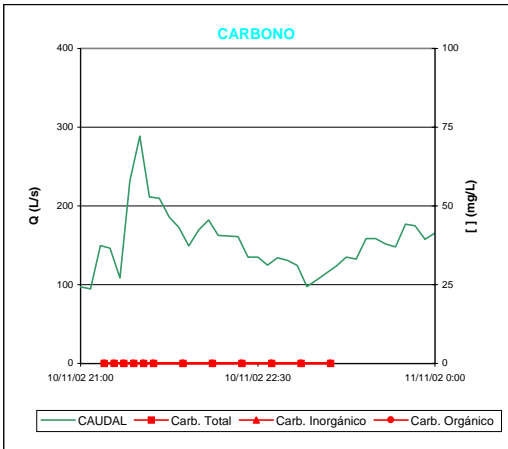
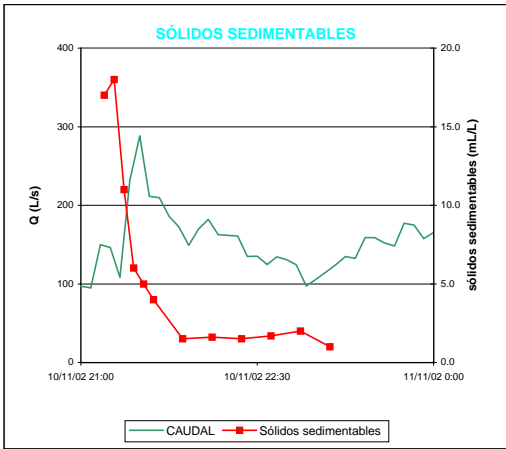
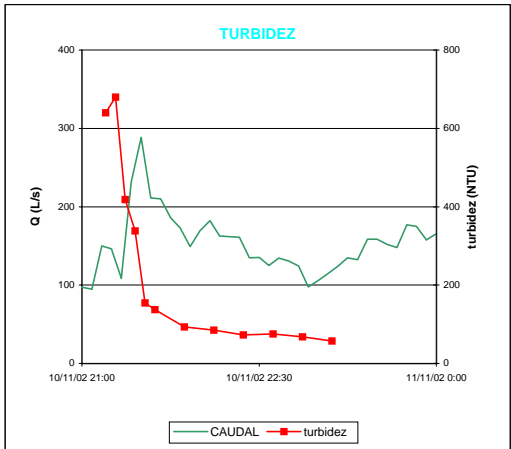
MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN

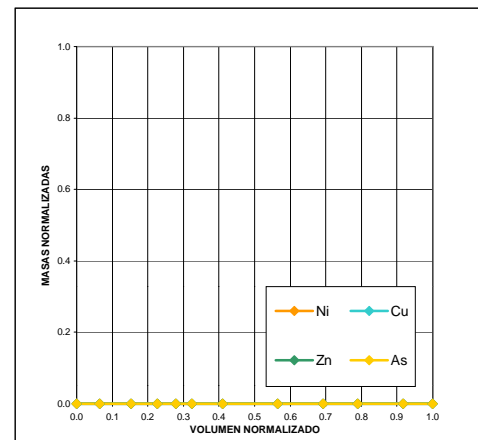
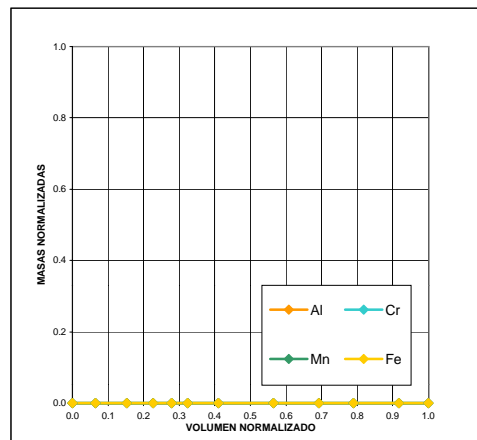
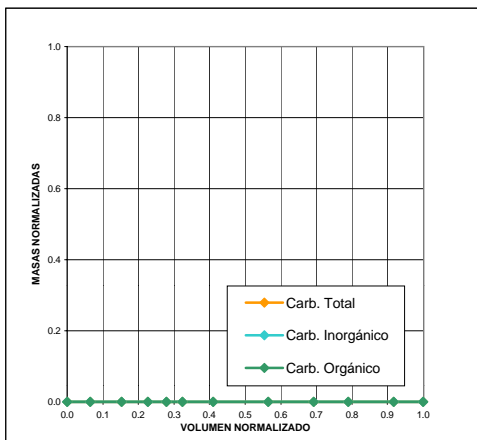
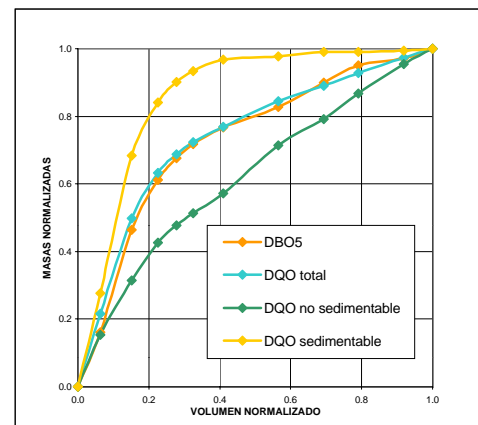
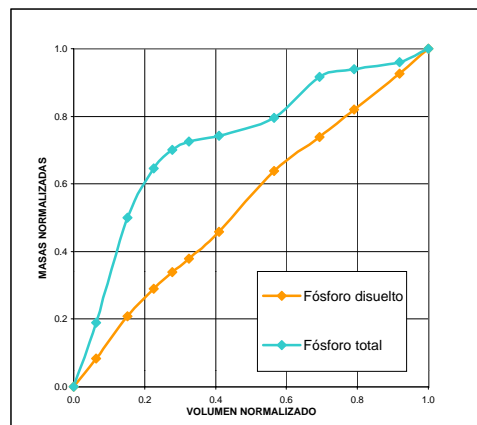
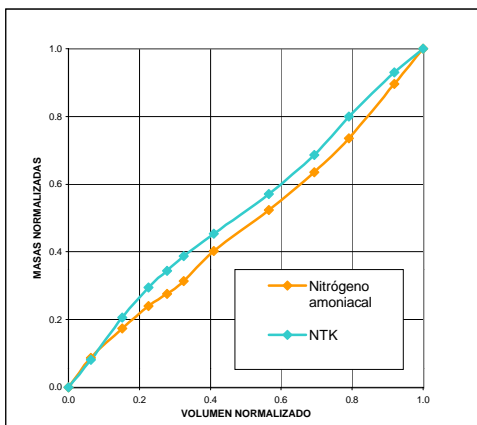
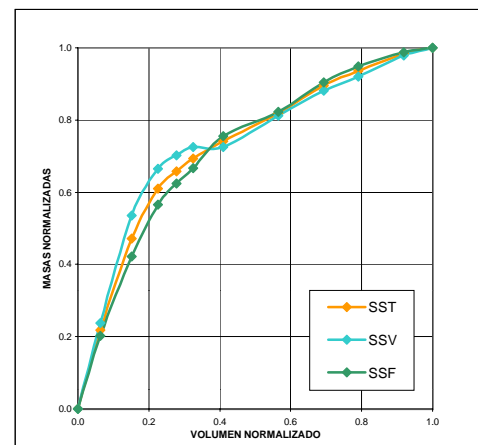
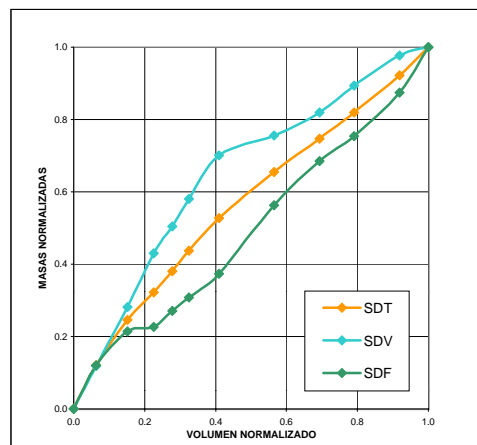
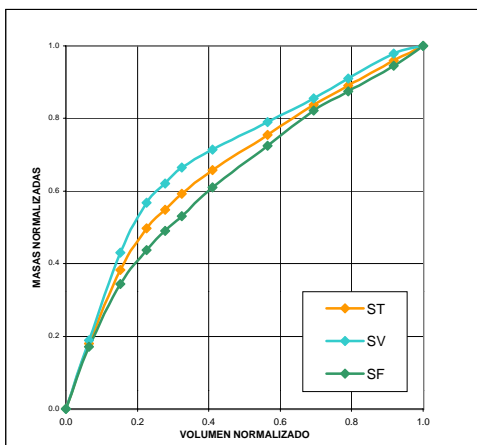




| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|------|
| ST | 744 | 130 | 265 |
| SV | 354 | 32 | 120 |
| SF | 390 | 80 | 146 |
| SDT | 196 | 76 | 104 |
| SDV | 100 | 10 | 49 |
| SDF | 104 | 10 | 55 |
| SST | 548 | 32 | 161 |
| SSV | 262 | 0 | 70 |
| SSF | 286 | 14 | 91 |
| NTK | 31.4 | 16.8 | 22.1 |
| N amoniacal | 5.9 | 2.9 | 2.9 |
| P total | 11.4 | 0.6 | 3.3 |
| P disuelto | 0.9 | 0.5 | 0.6 |
| DBO5 | 190 | 9 | 56 |
| DQO total | 477 | 45 | 141 |
| DQO no sed. | 171 | 40 | 71 |
| DQO sed. | 324 | 0 | 71 |
| Carb. total | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - |







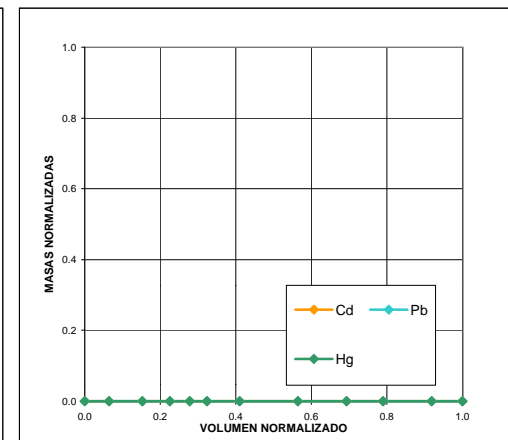
PARAMETROS

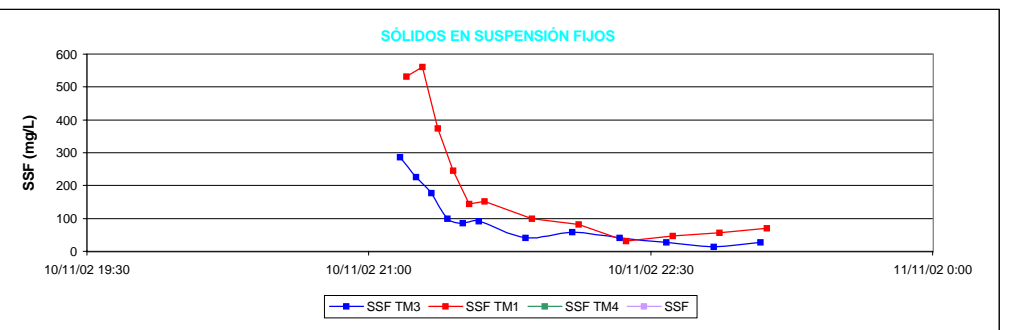
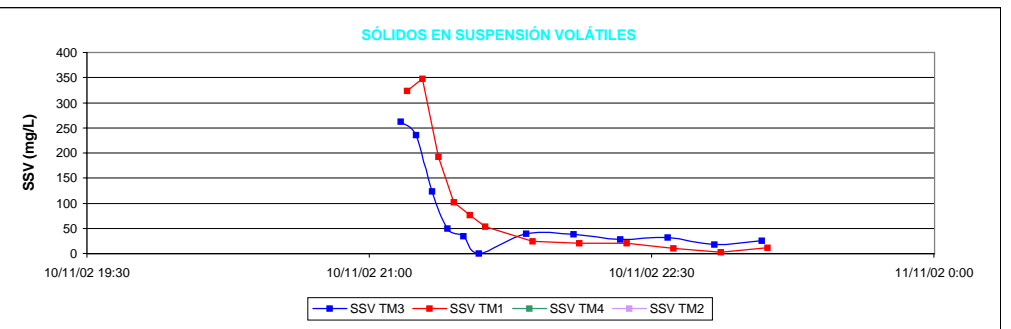
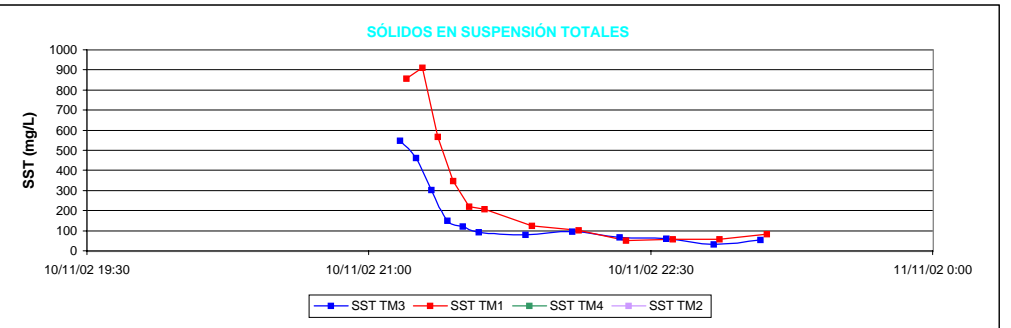
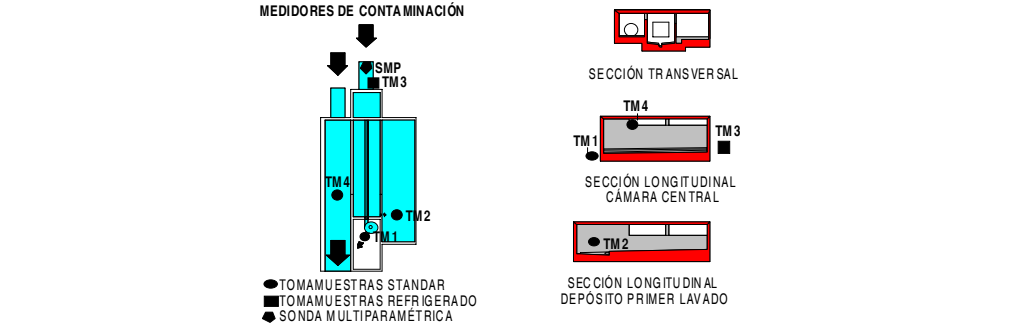
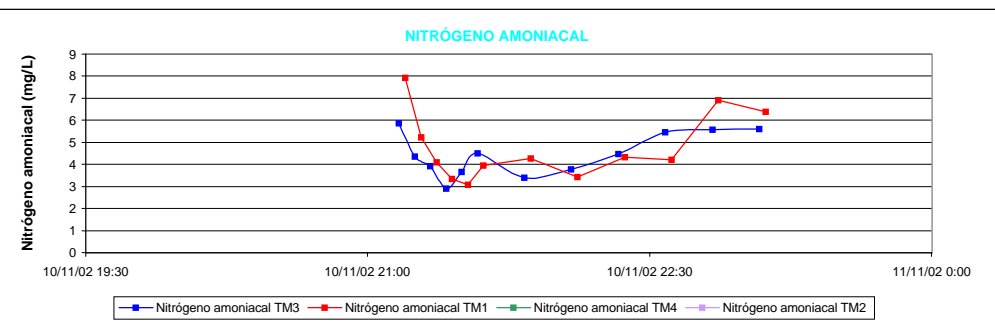
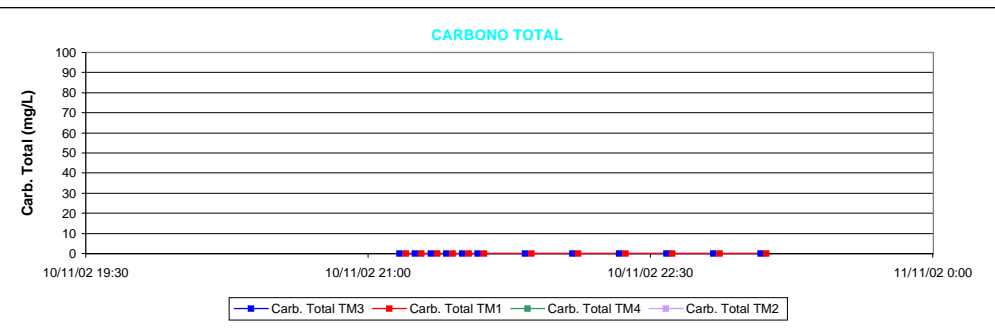
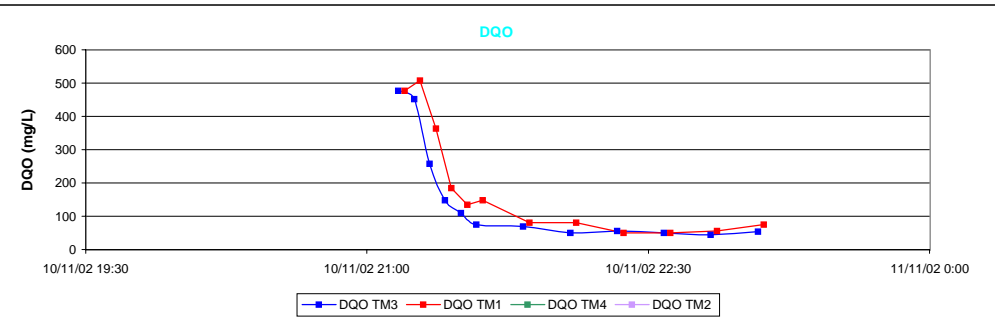
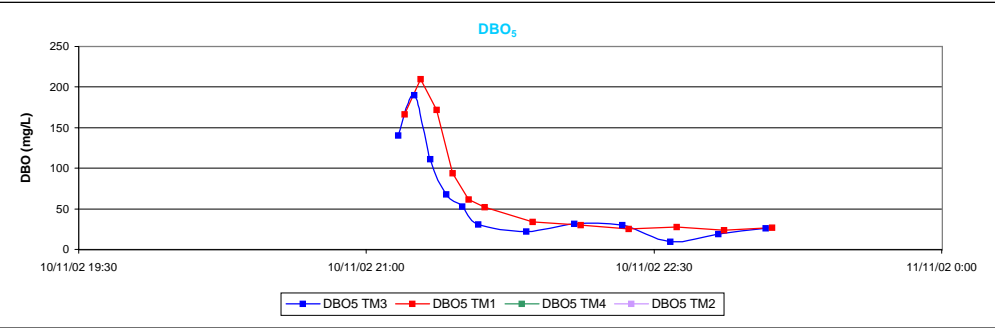
MASAS (KG)

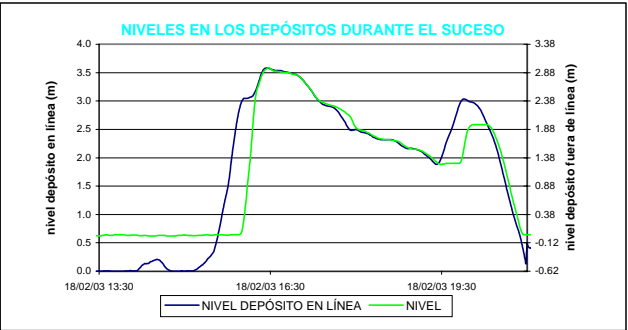
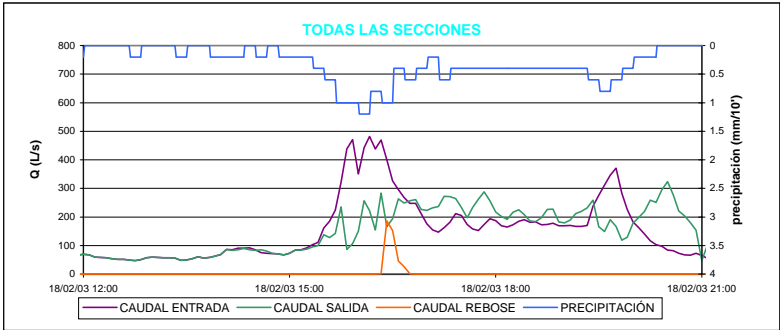
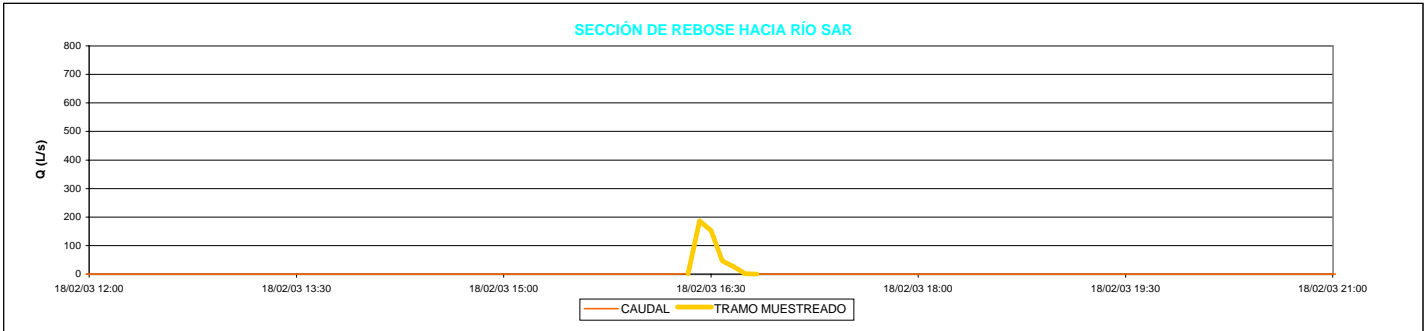
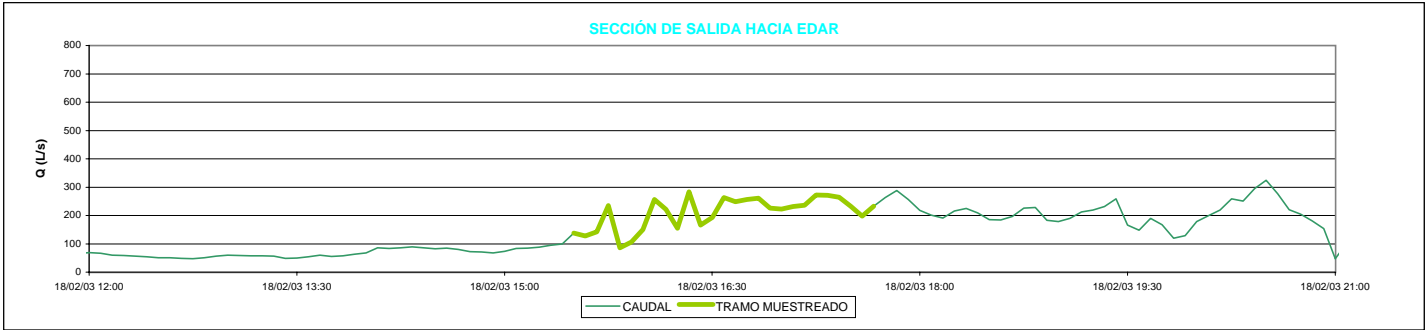
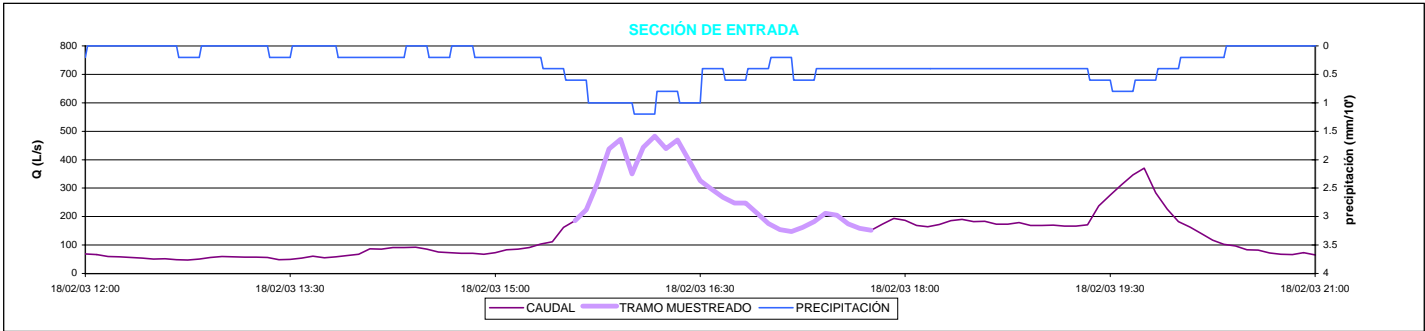
| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.50 | 291.80 | 238.64 | 53.16 | 81.78 | 2.98 |
| SV | 0.43 | 131.43 | 110.99 | 20.43 | 84.45 | 1.39 |
| SF | 0.57 | 160.38 | 127.65 | 32.73 | 79.59 | 1.60 |
| SDT | 0.75 | 114.82 | 74.44 | 40.39 | 64.83 | 0.93 |
| SDV | 0.56 | 54.18 | 39.11 | 15.07 | 72.19 | 0.49 |
| SDF | 1.01 | 60.64 | 35.33 | 25.32 | 58.25 | 0.44 |
| SST | 0.38 | 176.98 | 164.21 | 12.78 | 92.78 | 2.05 |
| SSV | 0.35 | 77.25 | 71.88 | 5.37 | 93.05 | 0.90 |
| SSF | 0.41 | 99.73 | 92.32 | 7.41 | 92.57 | 1.15 |
| NTK | 0.88 | 24.33 | 17.63 | 6.70 | 72.46 | 0.22 |
| N amoniacal | 1.04 | 4.79 | 1.26 | 3.53 | 26.30 | 0.02 |
| P total | 0.36 | 3.59 | 2.83 | 0.76 | 78.82 | 0.04 |
| P disuelto | 0.85 | 0.69 | 0.20 | 0.48 | 29.32 | 0.00 |
| DBO5 | 0.38 | 61.12 | 30.31 | 30.81 | 49.59 | 0.38 |
| DQO total | 0.36 | 155.44 | 95.17 | 60.27 | 61.23 | 1.19 |
| DQO no sed. | 0.61 | 77.92 | 36.95 | 40.97 | 47.42 | 0.46 |
| DQO sed. | 0.19 | 77.52 | 58.23 | 19.29 | 75.11 | 0.73 |
| Carb. total | - | - | - | - | - | - |
| Carb. inorg. | - | - | - | - | - | - |
| Carb. org. | - | - | - | - | - | - |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|---|----------|---------|---------|-----------|------|
| Al | - | - | - | - | - | - |
| Cr | - | - | - | - | - | - |
| Mn | - | - | - | - | - | - |
| Fe | - | - | - | - | - | - |
| Ni | - | - | - | - | - | - |
| Cu | - | - | - | - | - | - |
| Zn | - | - | - | - | - | - |
| As | - | - | - | - | - | - |
| Cd | - | - | - | - | - | - |
| Pb | - | - | - | - | - | - |
| Hg | - | - | - | - | - | - |







PARAMETROS

CUENCA

| | |
|-----------------------|--------------------------------|
| Ciudad | Santiago de Compostela |
| Cuenca | Cancelón |
| Sección de control | Depósito-aliviadero |
| Población | 11390 |
| Tipo de red | Unitaria |
| Area (ha) | 80 |
| Tipo de tejados | Teja |
| Actividades | Residencial/comercial |
| Industria | Excasa |
| Vertidos industriales | No |
| Calles | Mixto (asfaltadas/adoquinadas) |

LLUVIA

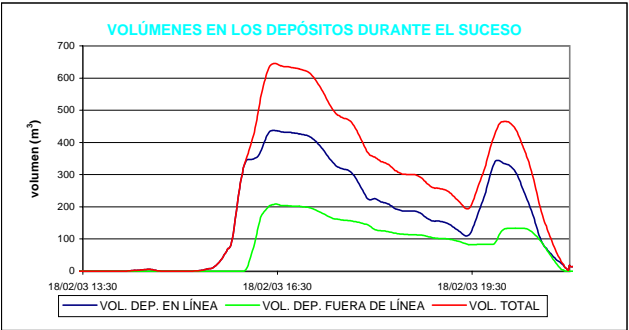
| | |
|---|----------------|
| Días de tiempo seco precedente | 2 |
| Precipitación total (mm) | 17.2 |
| Día y hora de inicio | 18/02/03 13:55 |
| Día y hora de finalización | 18/02/03 20:14 |
| Duración (horas) | 6.32 |
| Intensidad media | 2.72 |
| Hora de máxima precipitación | 16:10 |
| Máxima precipitación (mm/10') | 1.2 |
| Día y hora de inicio del hidrograma | 18/02/03 15:19 |
| Día y hora de finalización del hidrograma | 18/02/03 20:24 |

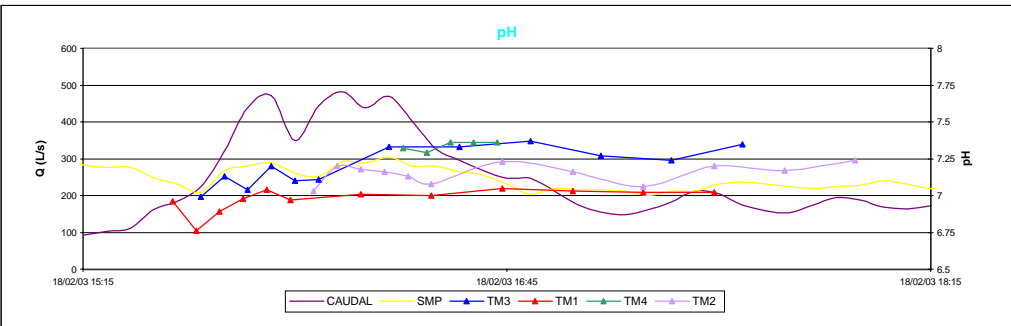
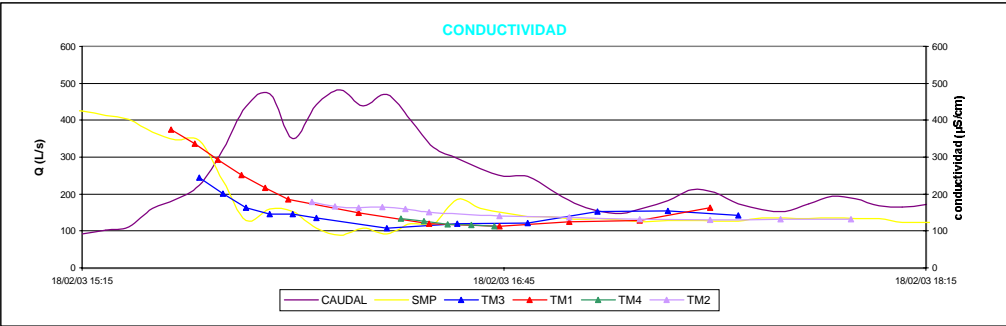
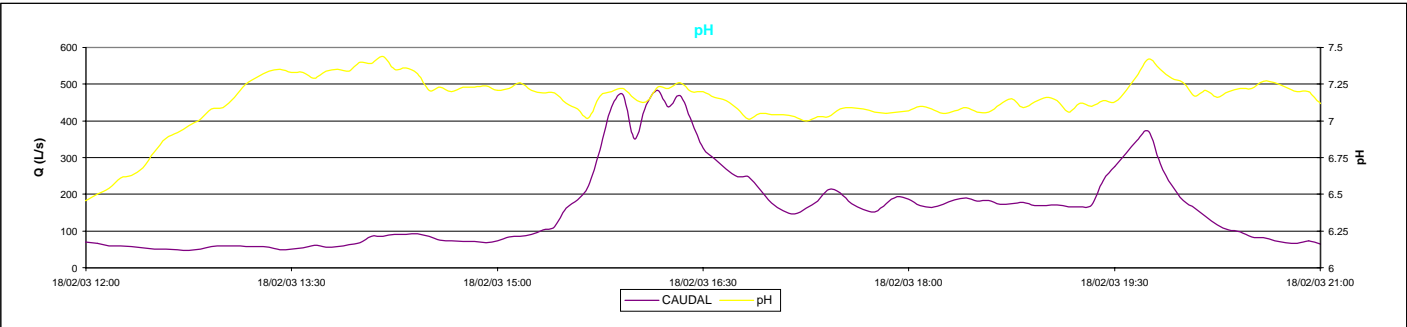
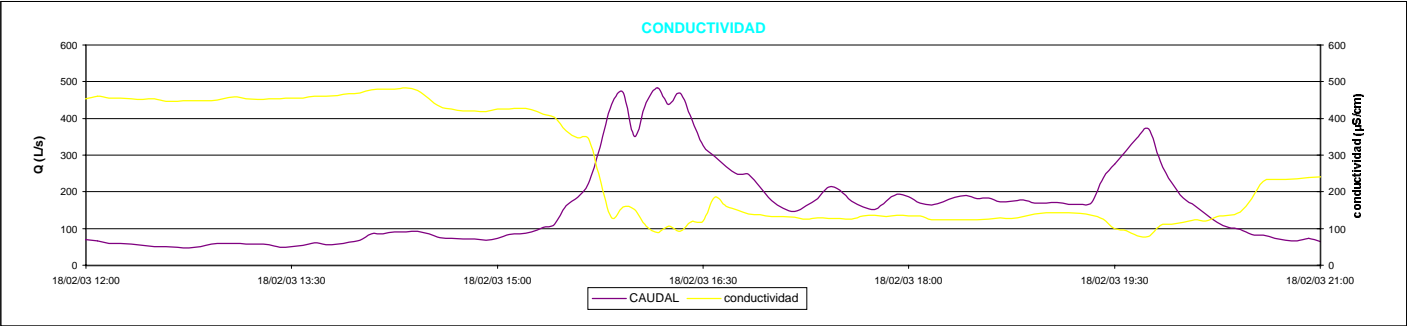
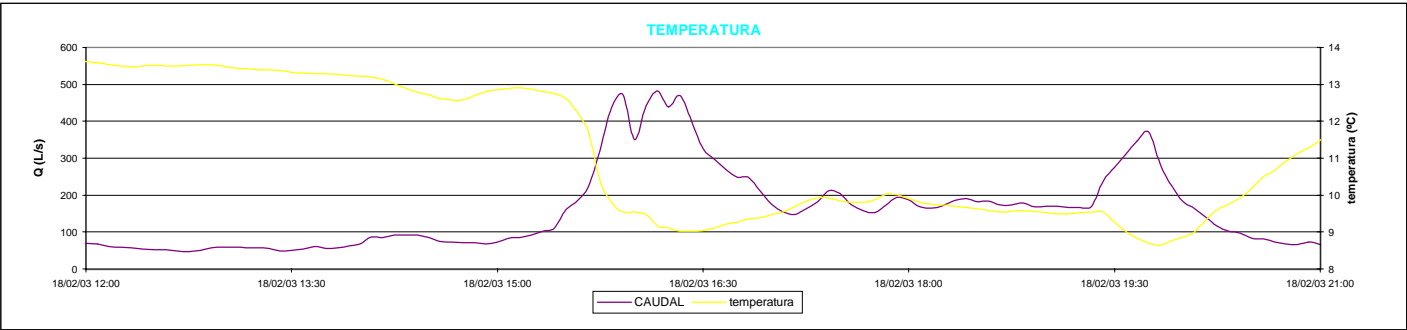
VOLÚMENES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (m³)

| | |
|---|--------|
| Volumen total | 1857.7 |
| Volumen asignado a tiempo seco | 148.6 |
| Volumen asignado a escorrentía | 1709.1 |
| Volumen vertido al medio receptor | 124.2 |
| % volumen de escorrentía/volumen total | 92.0 |
| % volumen vertido al medio receptor/volumen total | 6.7 |

CAUDALES DEL SUCESO EN EL INTERVALO MUESTREADO (L/s)

| | ENTRADA | SALIDA EDAR | REBOSE |
|--------------|---------|-------------|--------|
| Máximo | 482.3 | 283.9 | 186.2 |
| Mínimo | 147.3 | 86.1 | 0.0 |
| Media | 307.6 | 206.9 | 19.7 |
| Máximo/Media | 1.6 | 1.4 | 9.5 |





PARAMETROS

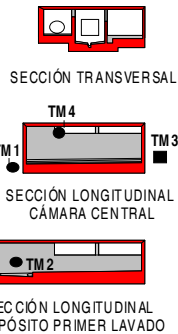
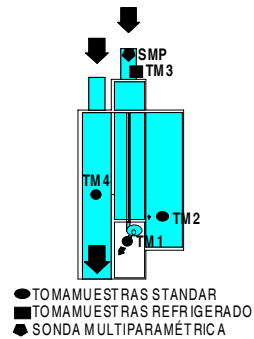
SUCESO

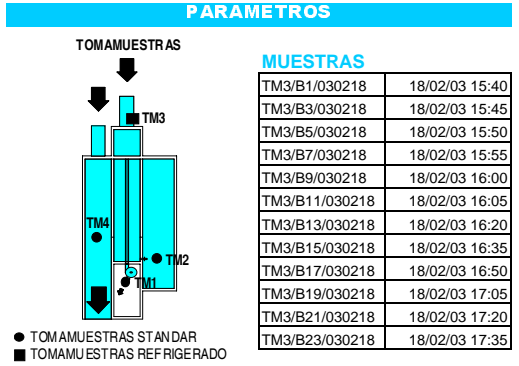
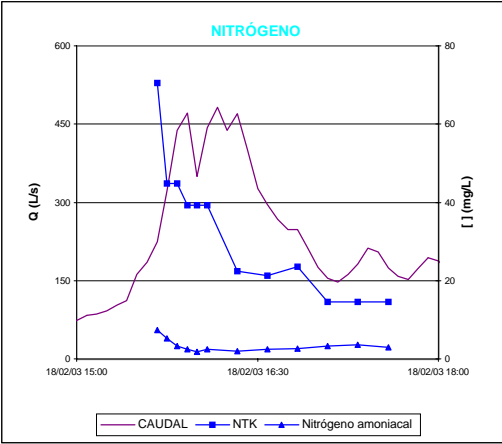
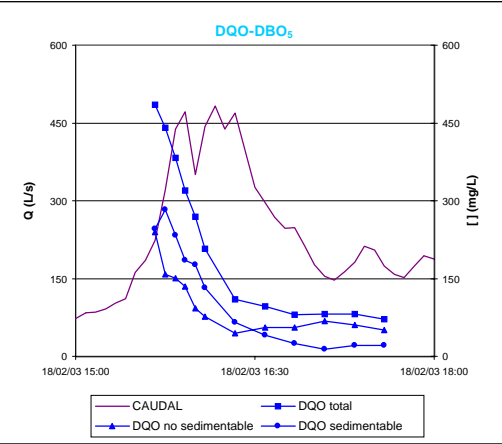
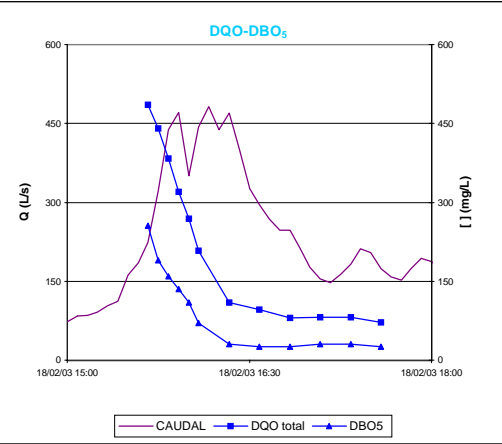
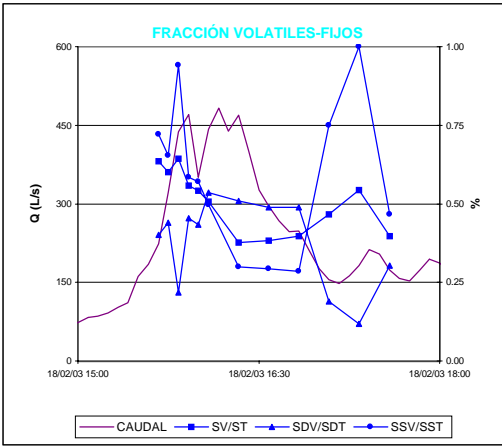
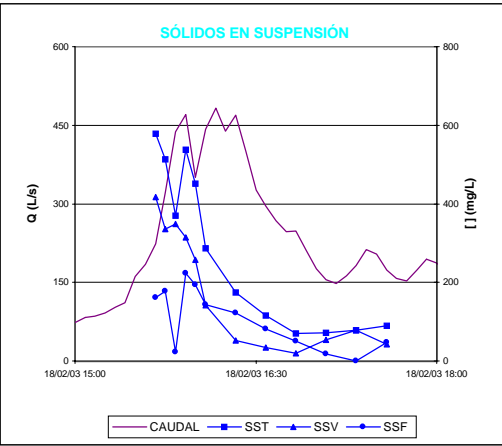
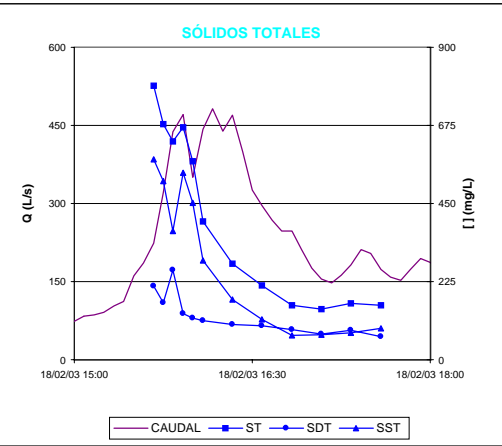
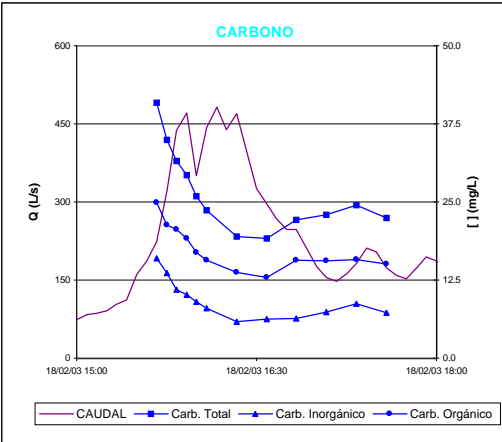
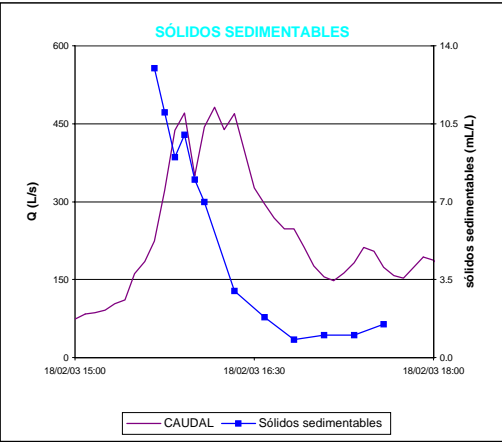
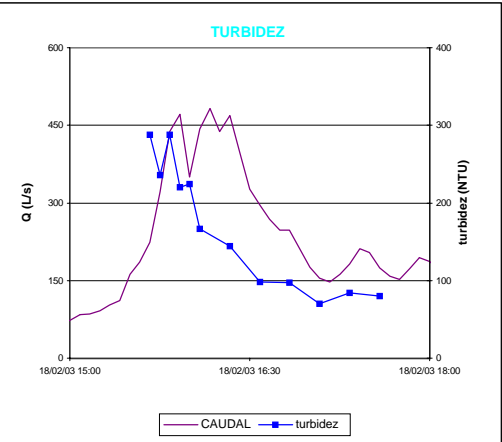
| | |
|---|----------------|
| Año | 2003 |
| Mes | febrero |
| Tipo de suceso | tipo C |
| Tipo de muestras | simples |
| Intervalo de tiempo entre muestras | 5 y 15 minutos |
| Día y hora de comienzo del muestreo | 18/02/03 15:34 |
| Día y hora de finalización del muestreo | 18/02/03 17:59 |
| Nº de muestras capturadas en TM1 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM2 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM3 | 12 |
| Nº de muestras capturadas en TM4 | 5 |
| Nº de muestras capturadas en total | 41 |
| Nº de muestras analizadas | 41 |
| Nº de muestras útiles para la parametrización | 10 |
| Día y hora de comienzo del balance de masas | 18/02/03 15:37 |
| Día y hora de finalización del balance de masas | 18/02/03 17:12 |

SONDA MULTIPARAMÉTRICA

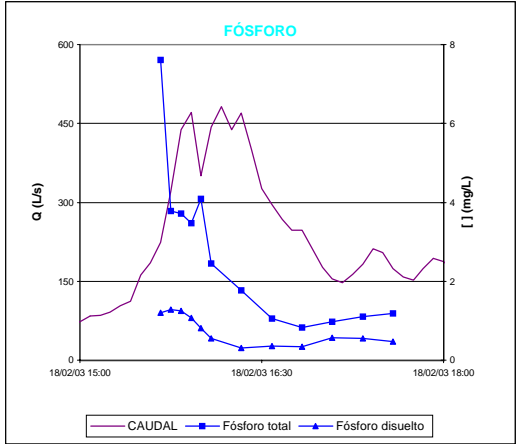
| | MÁXIMO | MÍNIMO | MEDIA |
|-----------------------|--------|--------|-------|
| pH | 7.3 | 7.0 | 7.1 |
| Conductividad (µS/cm) | 367 | 89 | 155 |
| Temperatura (°C) | 12.6 | 9.0 | 9.8 |

MEDIDORES DE CONTAMINACIÓN



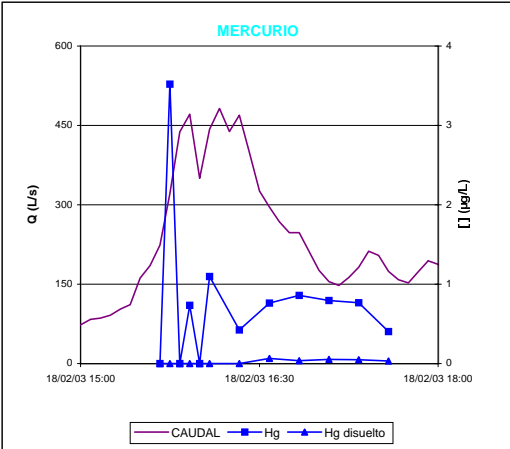
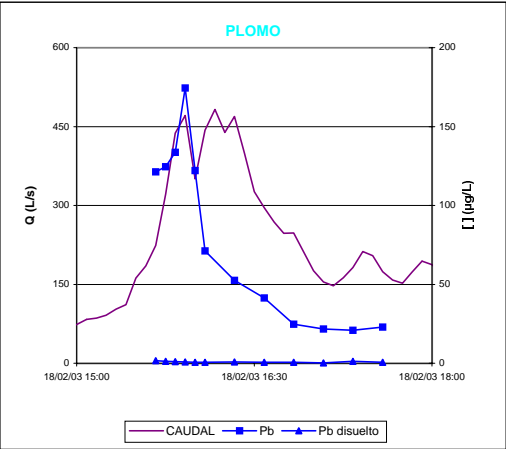
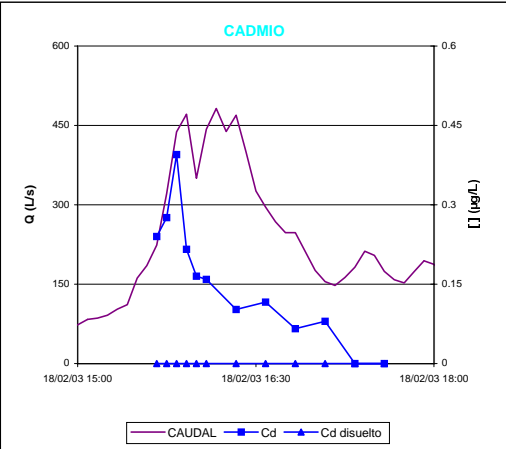
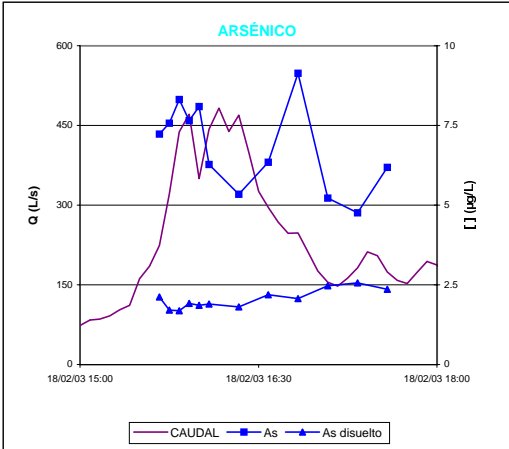
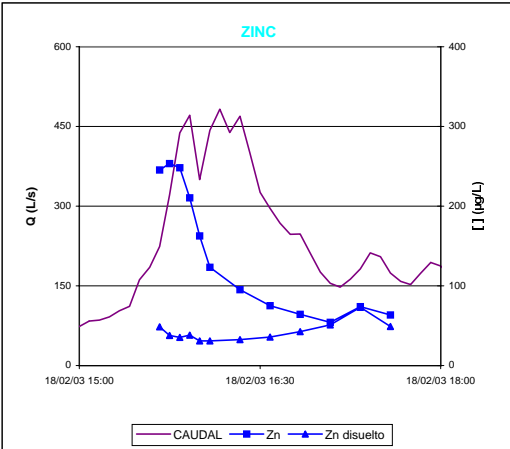
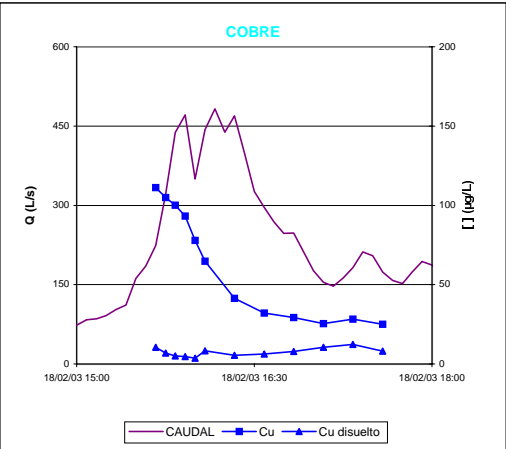
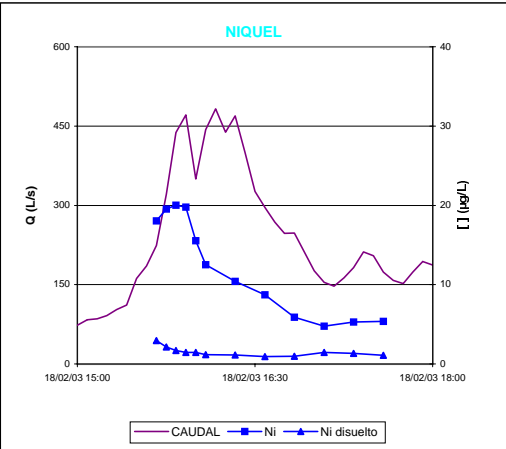
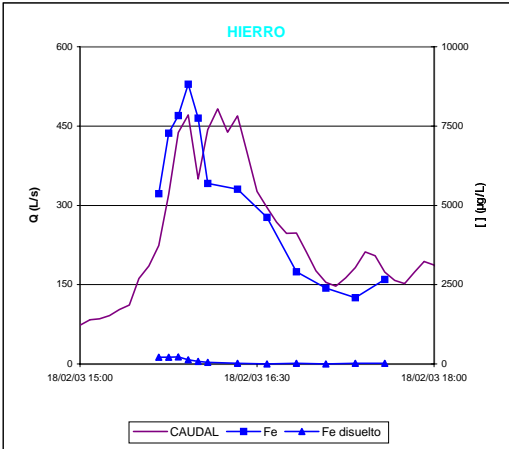
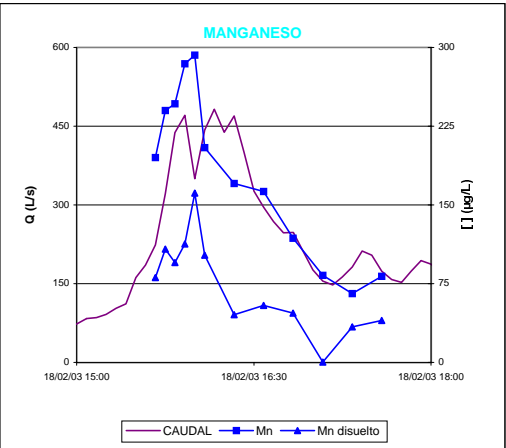
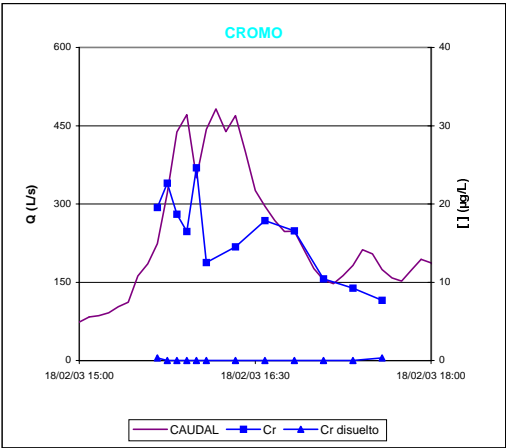
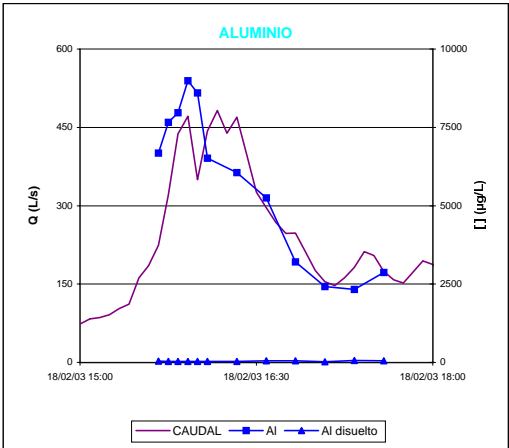


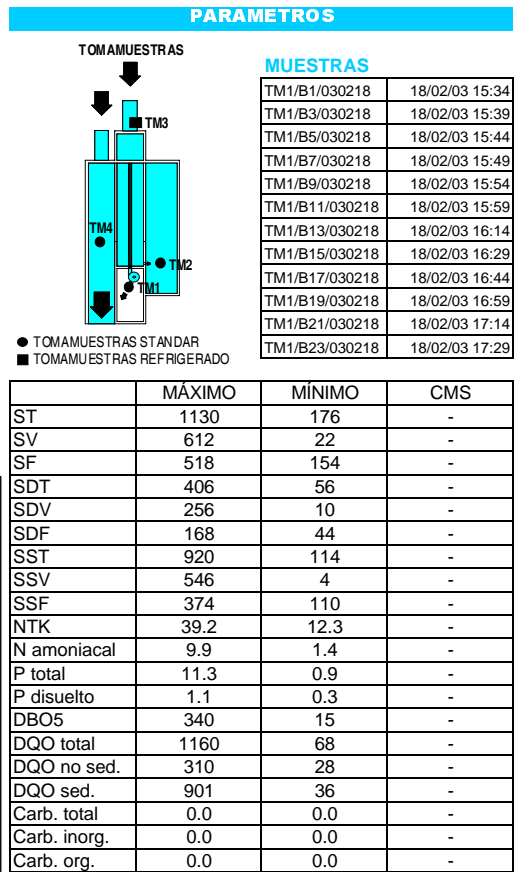
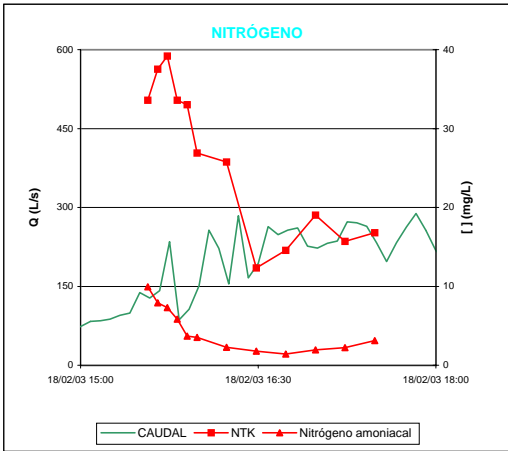
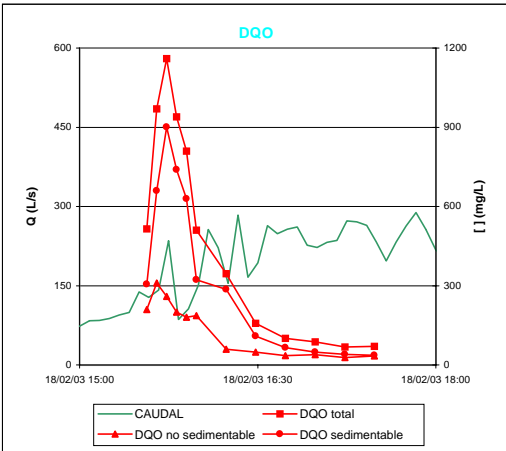
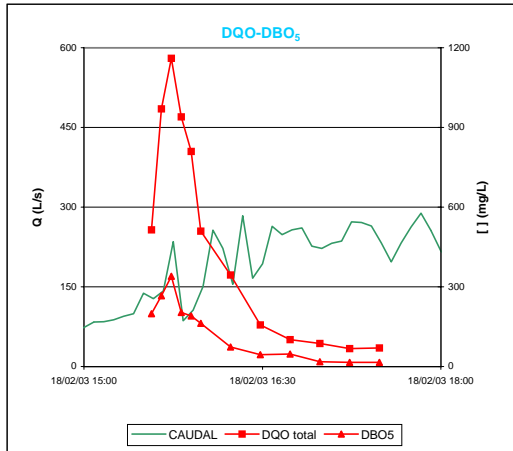
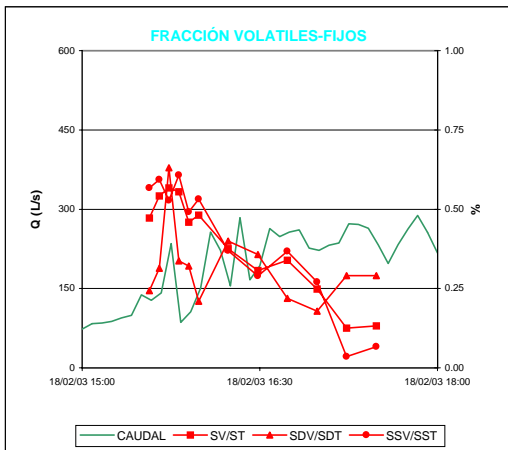
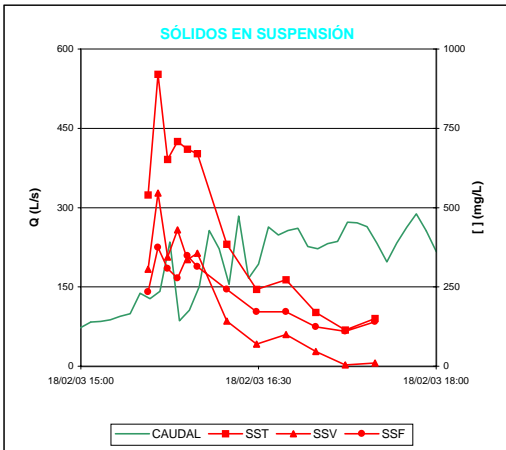
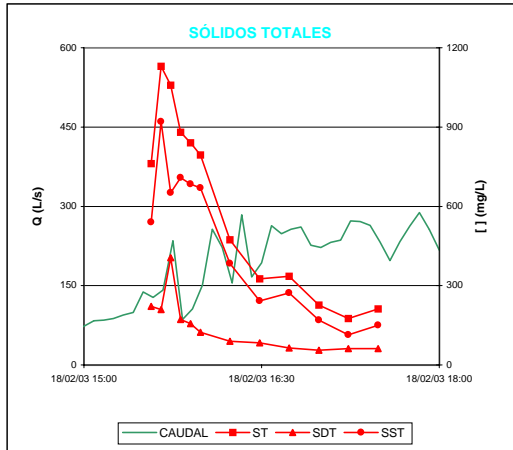
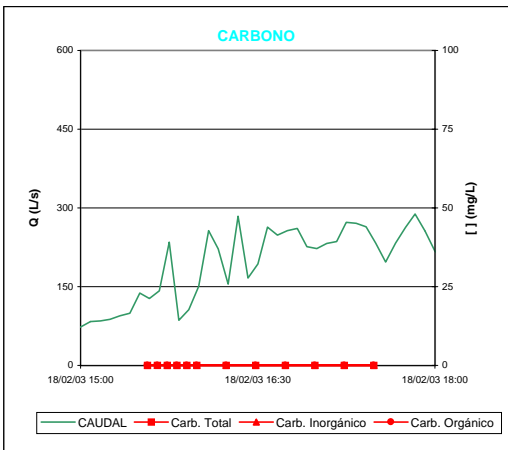
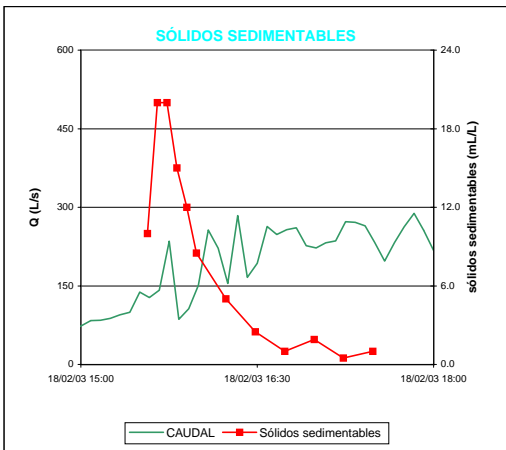
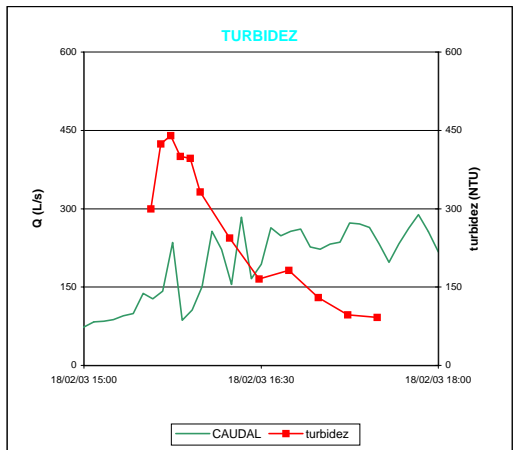
| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|------|
| ST | 790 | 146 | 371 |
| SV | 502 | 62 | 191 |
| SF | 296 | 74 | 181 |
| SDT | 258 | 66 | 120 |
| SDV | 85 | 10 | 52 |
| SDF | 202 | 44 | 69 |
| SST | 578 | 70 | 251 |
| SSV | 417 | 20 | 139 |
| SSF | 224 | 0 | 112 |
| NTK | 70.6 | 14.6 | 30.9 |
| N amoniacal | 7.3 | 1.9 | 1.9 |
| P total | 7.6 | 0.8 | 2.3 |
| P disuelto | 1.3 | 0.3 | 0.6 |
| DBO5 | 255 | 25 | 73 |
| DQO total | 485 | 72 | 191 |
| DQO no sed. | 239 | 44 | 83 |
| DQO sed. | 283 | 14 | 108 |
| Carb. total | 40.9 | 19.2 | 24.2 |
| Carb. inorg. | 16.0 | 5.8 | 8.0 |
| Carb. org. | 24.9 | 12.9 | 16.1 |

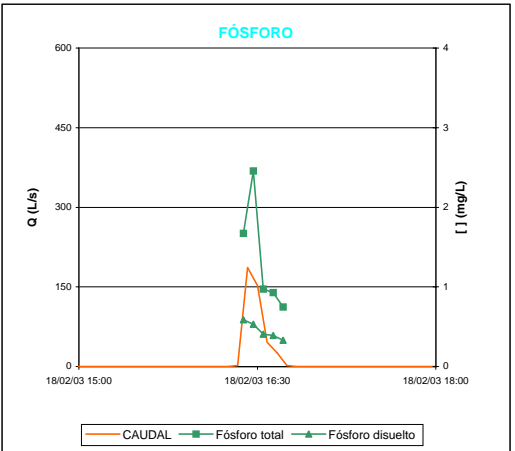
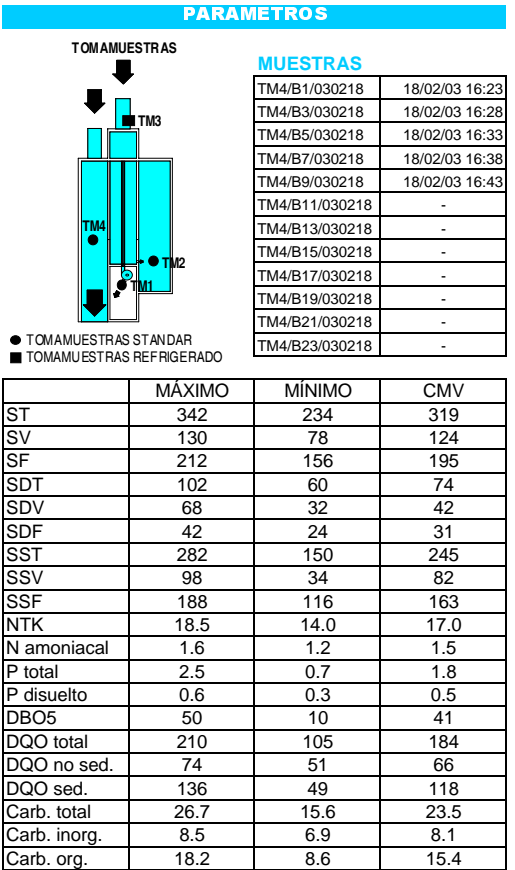
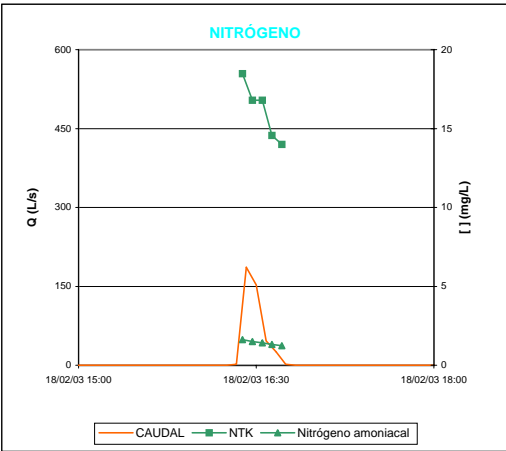
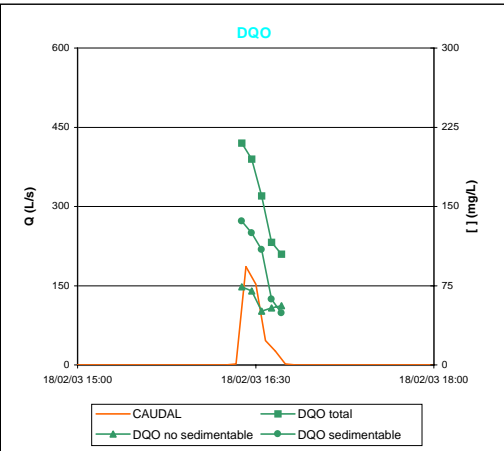
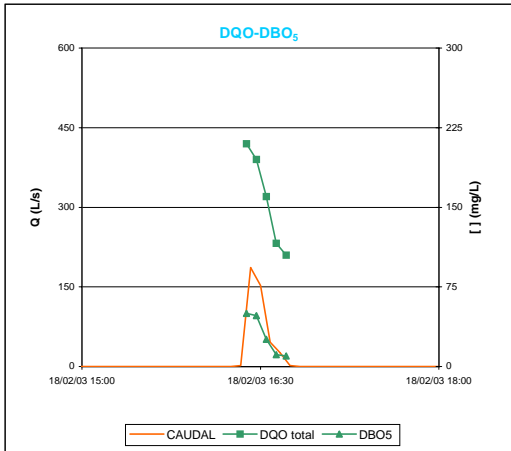
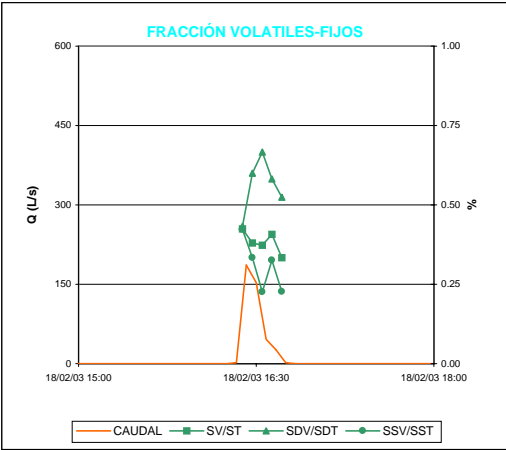
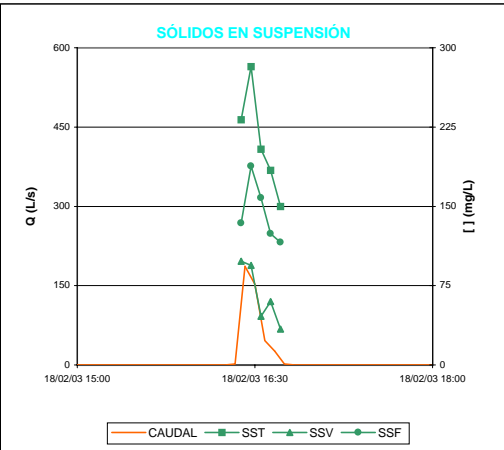
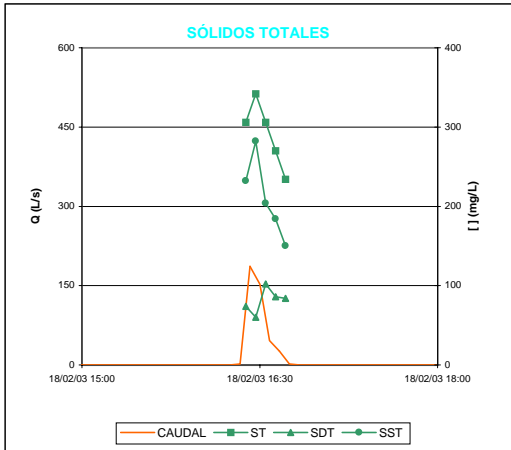
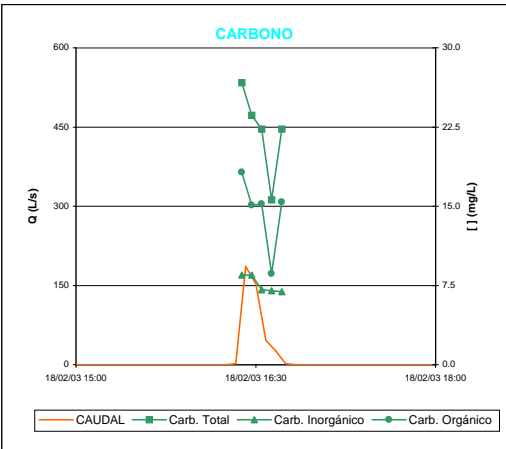
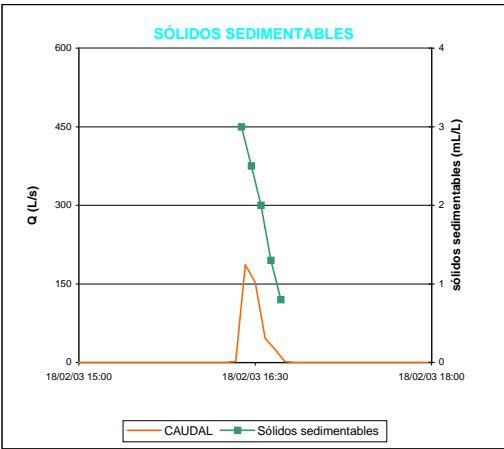
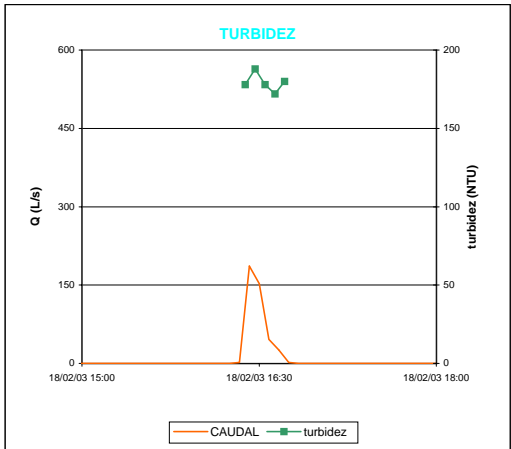


PARAMETROS

| | MÁXIMO | MINIMO | CMS |
|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Al (Al dis) | 8987 (58.2) | 2330 (23.0) | 5998 (35.8) |
| Cr (Cr dis) | 24.6 (0.34) | 7.69 (0.00) | 16.3 (0.01) |
| Mn (Mn dis) | 293 (161) | 65.7 (0.30) | 187 (71.3) |
| Fe (Fe dis) | 8824 (224) | 2086 (0.00) | 5492 (62.0) |
| Ni (Ni dis) | 20.0 (2.96) | 4.77 (0.92) | 11.9 (1.32) |
| Cu (Cu dis) | 111 (12.3) | 25.1 (3.62) | 56.7 (6.70) |
| Zn (Zn dis) | 254 (73.0) | 54.3 (30.8) | 127 (36.7) |
| As (As dis) | 9.14 (2.56) | 4.76 (1.69) | 6.79 (1.96) |
| Cd (Cd dis) | 0.40 (0.00) | 0.00 (0.00) | 0.15 (0.00) |
| Pb (Pb dis) | 175 (1.60) | 20.9 (0.25) | 73.2 (0.74) |
| Hg (Hg dis) | 3.52 (0.07) | 0.00 (0.00) | 0.76 (0.02) |

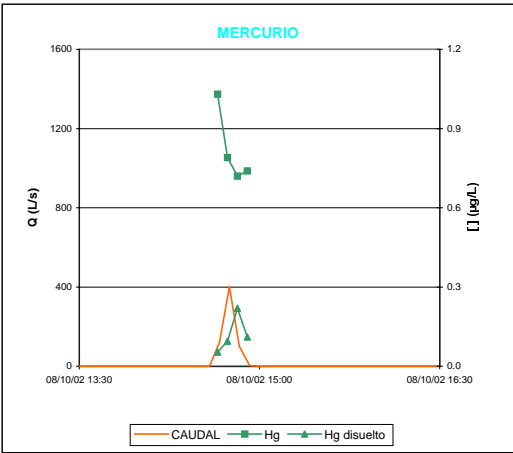
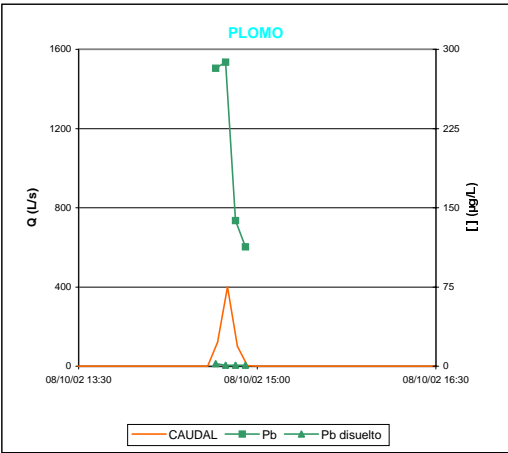
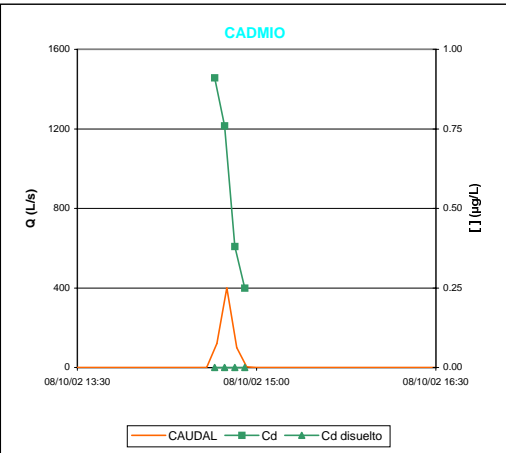
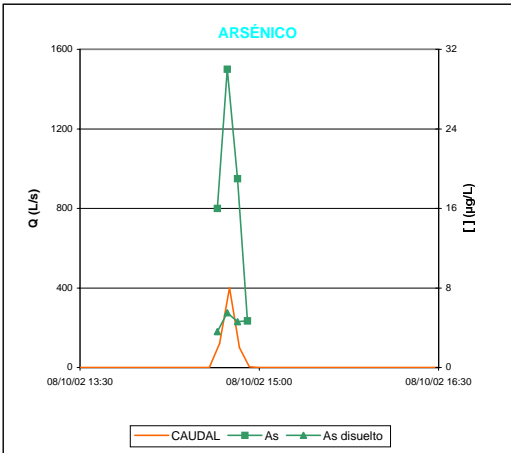
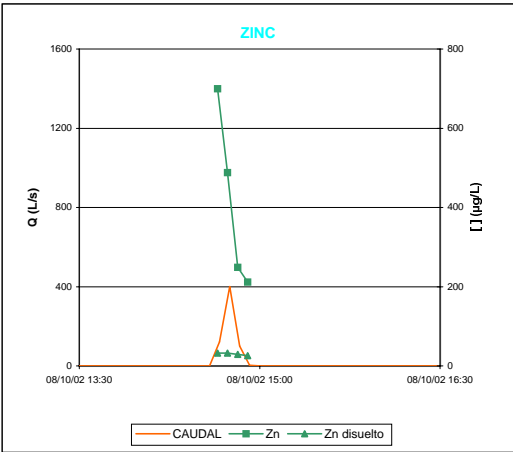
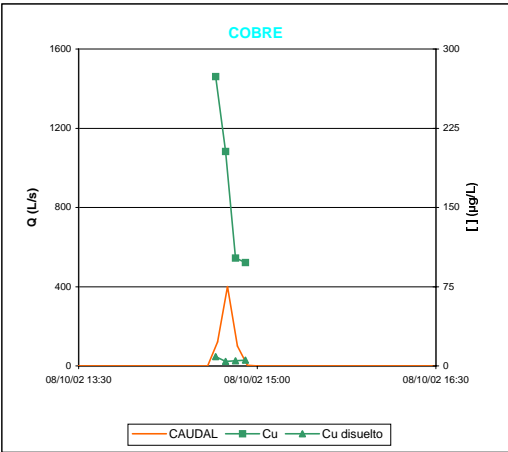
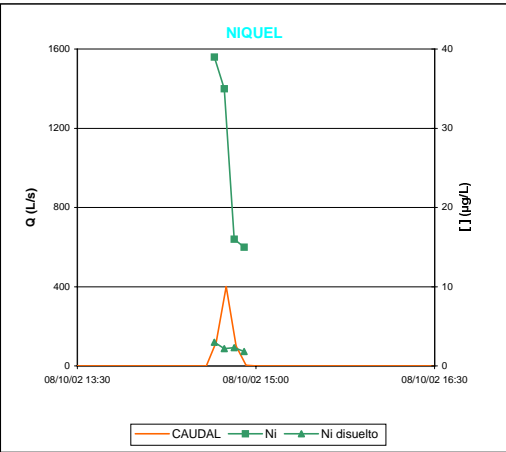
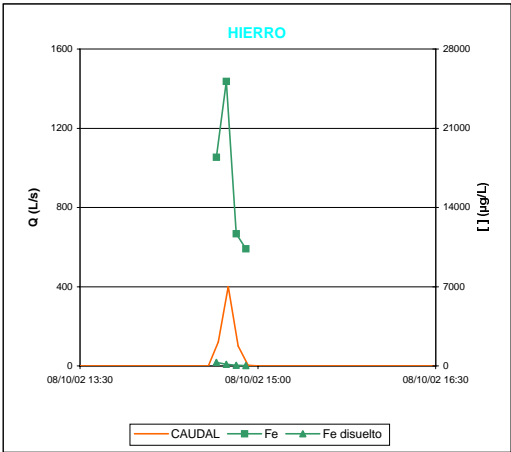
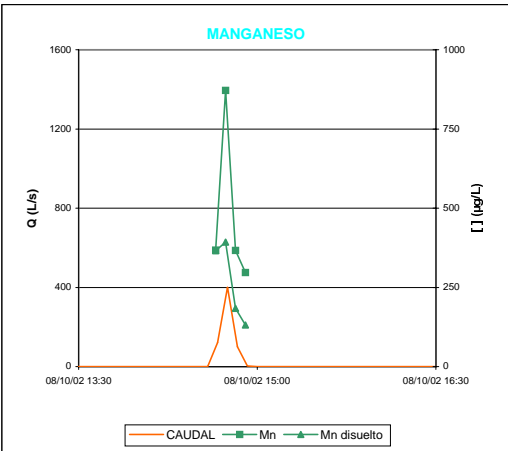
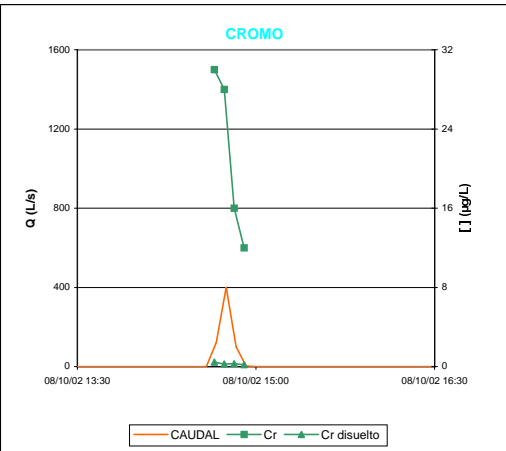
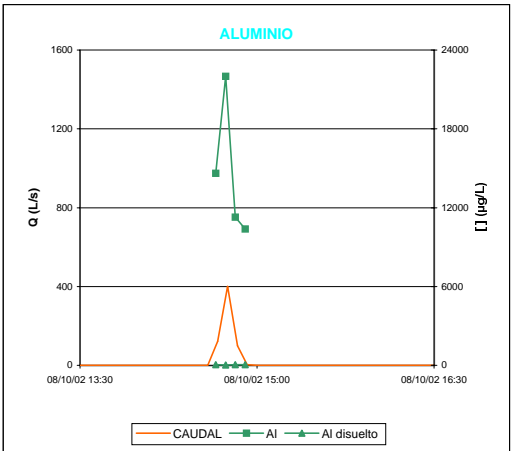


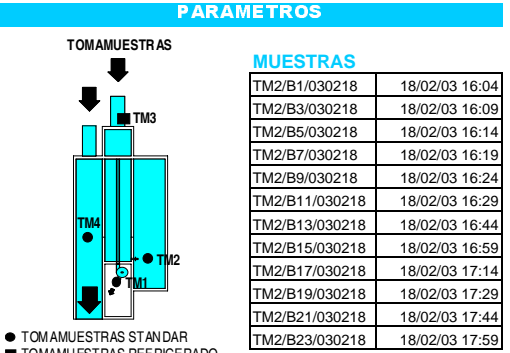
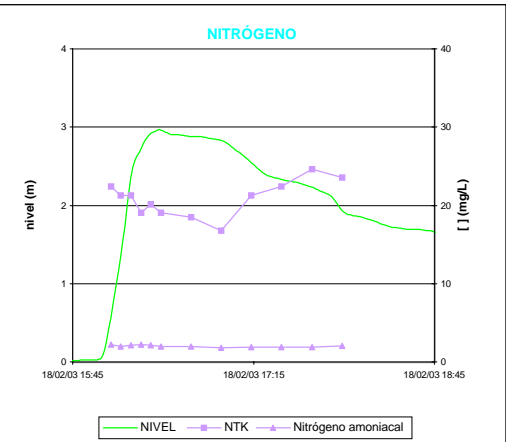
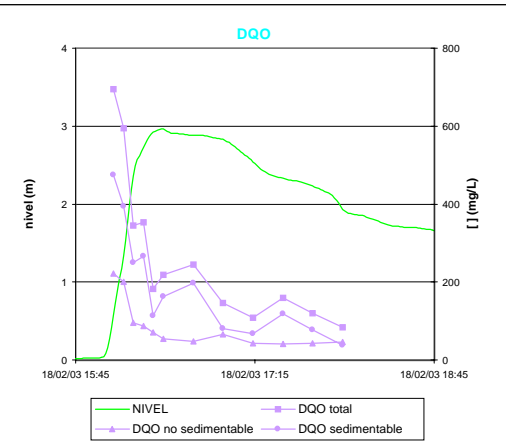
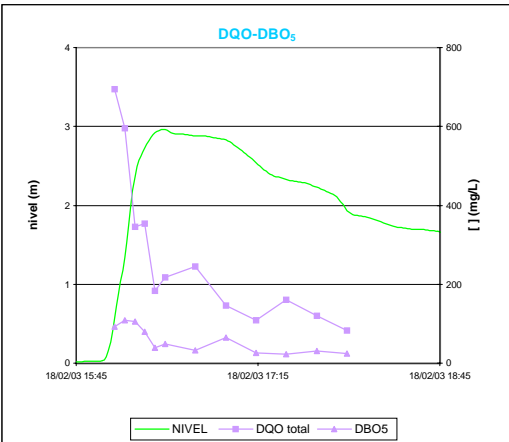
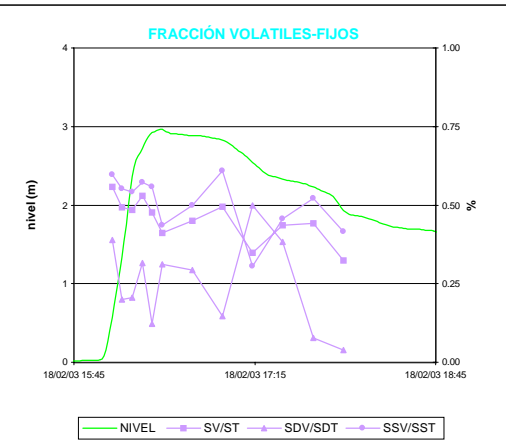
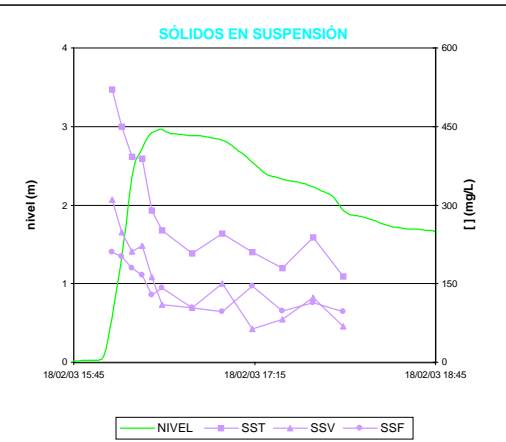
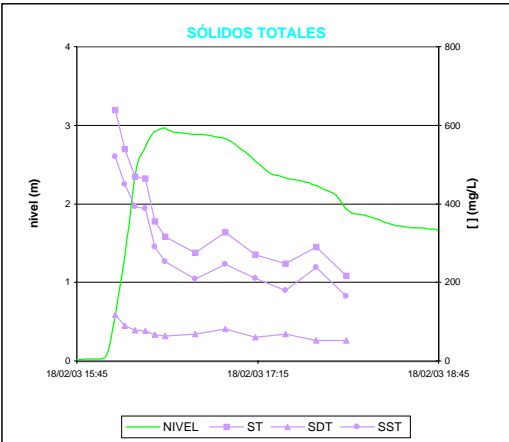
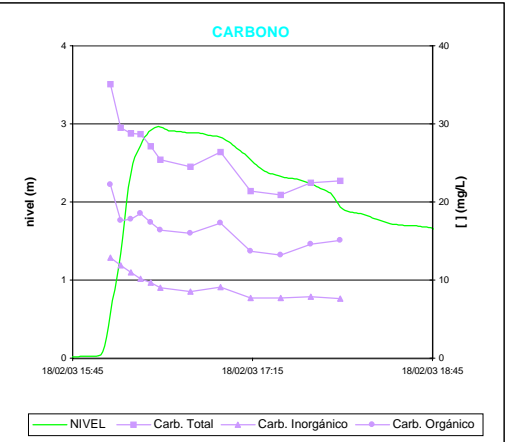
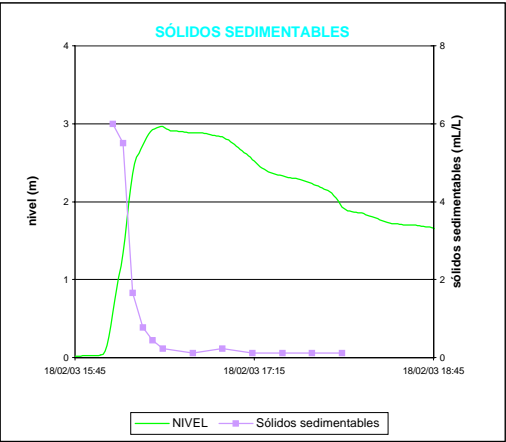
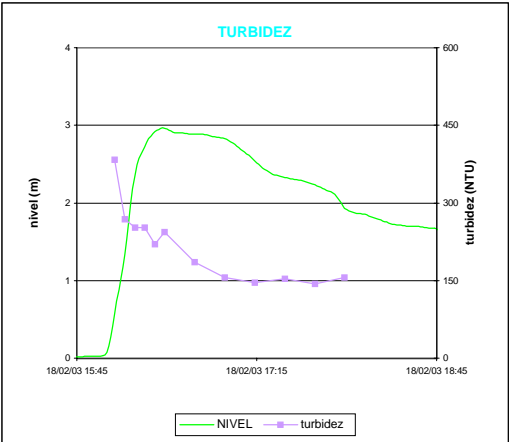




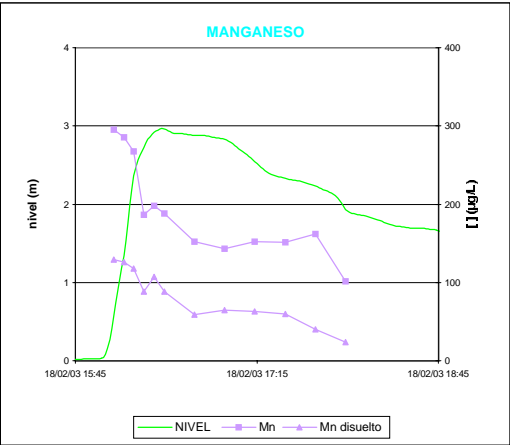
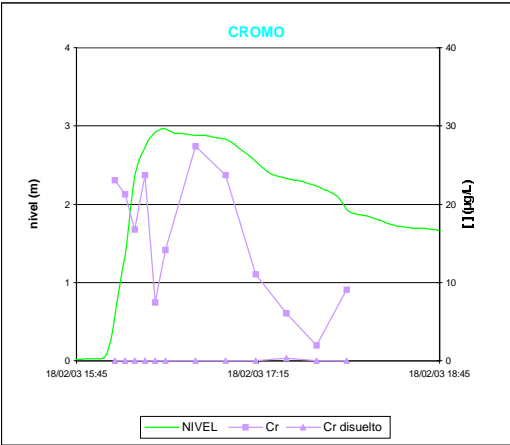
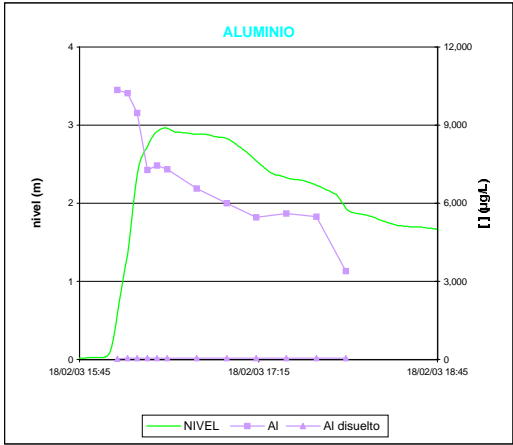
PARAMETROS

| | | MÁXIMO | MINIMO | CMV |
|----|----------|--------------|--------------|--------------|
| Al | (Al dis) | 22000 (46.0) | 10382 (34.0) | 19146 (36.8) |
| Cr | (Cr dis) | 30.0 (0.45) | 12.0 (0.18) | 25.2 (0.28) |
| Mn | (Mn dis) | 872 (393) | 297 (131) | 731 (342) |
| Fe | (Fe dis) | 25130 (310) | 10358 (42.0) | 21654 (135) |
| Ni | (Ni dis) | 39.0 (3.00) | 15.0 (1.80) | 30.7 (2.25) |
| Cu | (Cu dis) | 274 (8.70) | 98.0 (4.20) | 182 (4.56) |
| Zn | (Zn dis) | 700 (32.0) | 212 (26.0) | 440 (31.2) |
| As | (As dis) | 30.0 (5.50) | 4.70 (3.60) | 26.6 (5.21) |
| Cd | (Cd dis) | 0.91 (0.00) | 0.25 (0.00) | 0.67 (0.00) |
| Pb | (Pb dis) | 288 (2.40) | 113 (0.95) | 252 (1.06) |
| Hg | (Hg dis) | 1.03 (0.22) | 0.72 (0.05) | 0.78 (0.12) |

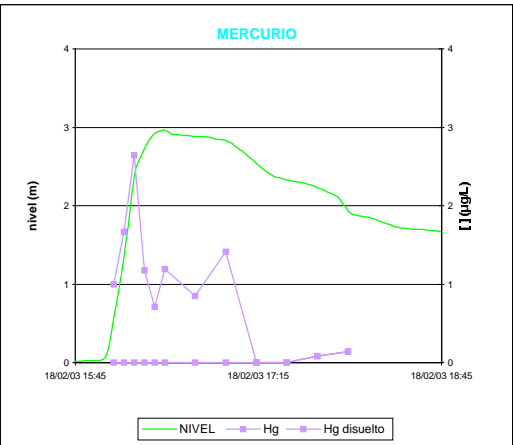
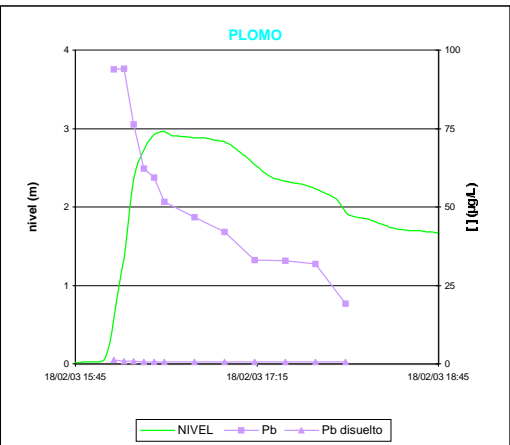
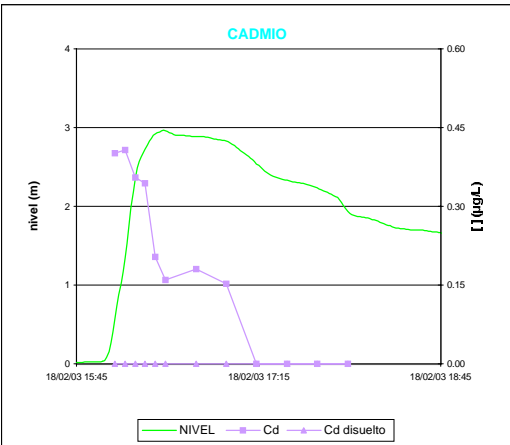
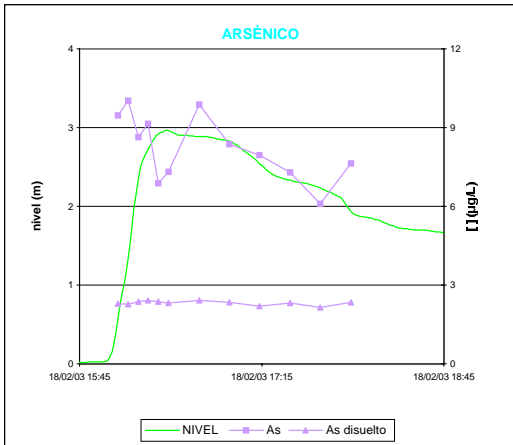
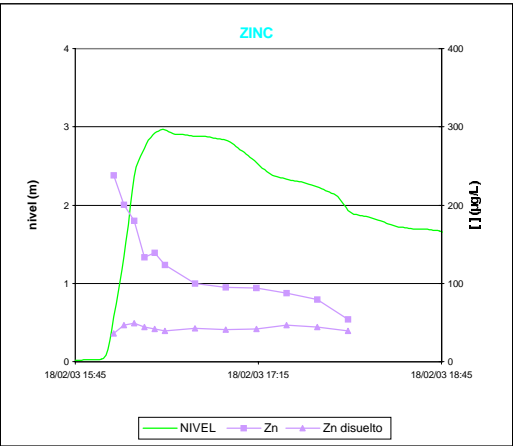
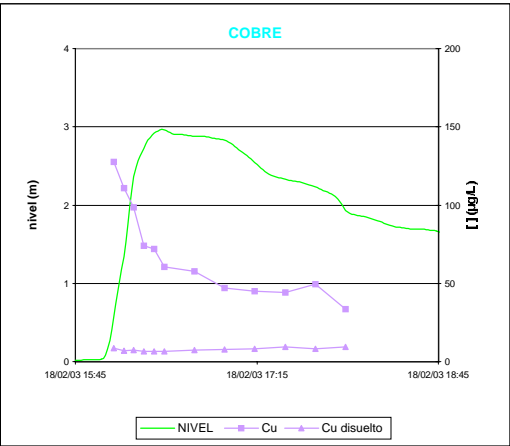
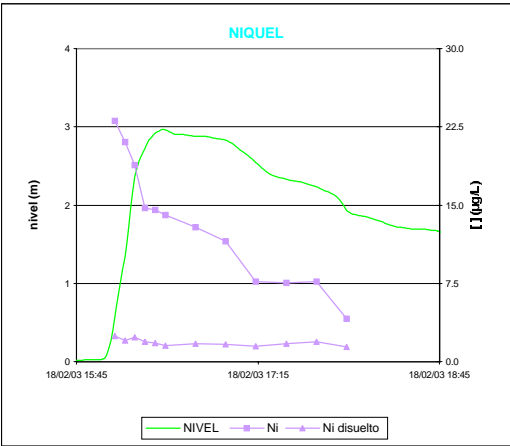
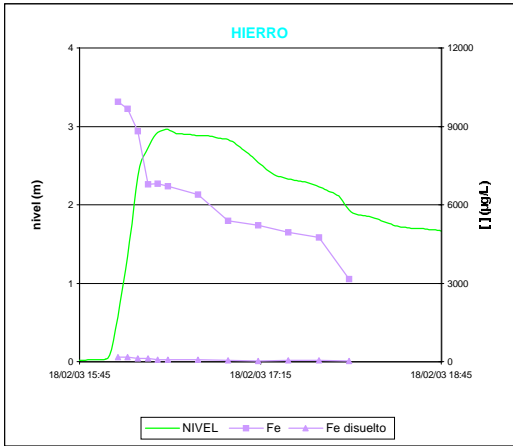


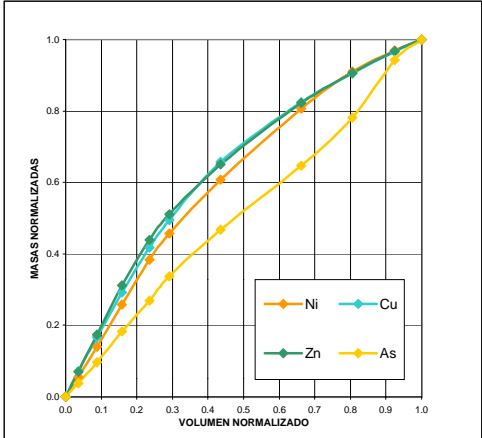
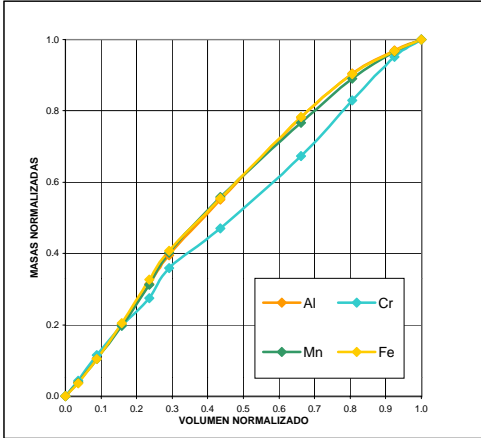
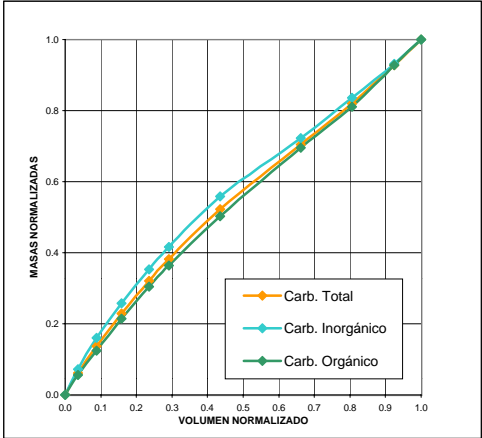
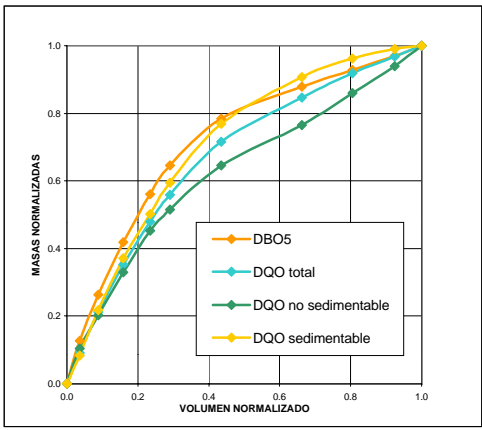
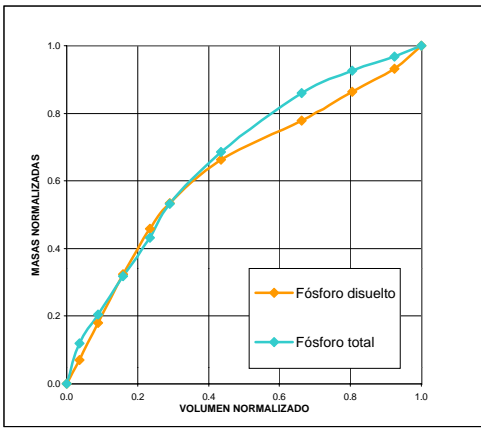
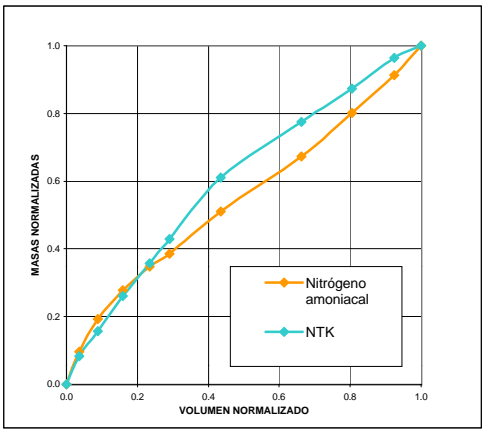
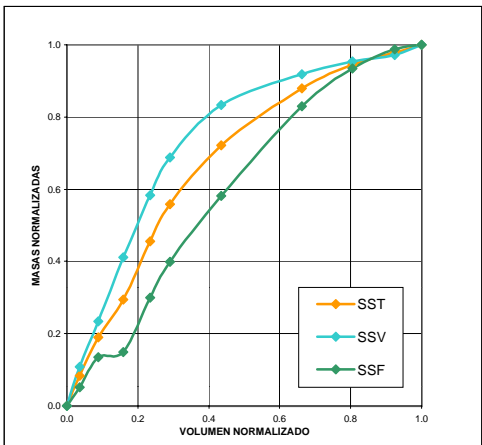
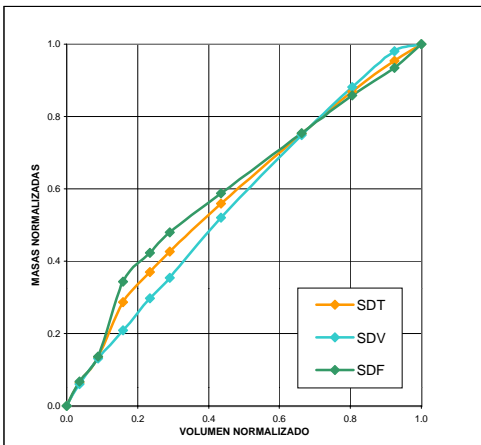
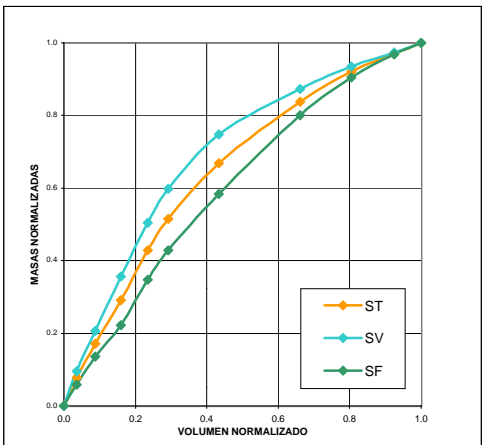


| | MÁXIMO | MÍNIMO | CMS |
|--------------|--------|--------|-----|
| ST | 638 | 216 | - |
| SV | 356 | 70 | - |
| SF | 282 | 140 | - |
| SDT | 118 | 52 | - |
| SDV | 46 | 2 | - |
| SDF | 72 | 30 | - |
| SST | 520 | 164 | - |
| SSV | 310 | 64 | - |
| SSF | 210 | 96 | - |
| NTK | 24.6 | 16.8 | - |
| N amoniacal | 2.2 | 1.8 | - |
| P total | 6.1 | 1.5 | - |
| P disuelto | 0.9 | 0.4 | - |
| DBO5 | 108 | 22 | - |
| DQO total | 695 | 83 | - |
| DQO no sed. | 221 | 41 | - |
| DQO sed. | 474 | 37 | - |
| Carb. total | 35.1 | 20.9 | - |
| Carb. inorg. | 12.9 | 7.6 | - |
| Carb. org. | 22.2 | 13.2 | - |



| PARAMETROS | | | | | |
|------------|----------|--------------|--|-------------|-----|
| | | MÁXIMO | | MINIMO | CMS |
| Al | (Al dis) | 10345 (52.9) | | 3404 (36.5) | - |
| Cr | (Cr dis) | 27.4 (0.32) | | 1.97 (0.00) | - |
| Mn | (Mn dis) | 296 (129) | | 101 (23.7) | - |
| Fe | (Fe dis) | 9931 (184) | | 3153 (31.8) | - |
| Ni | (Ni dis) | 23.1 (2.44) | | 4.10 (1.40) | - |
| Cu | (Cu dis) | 127 (9.53) | | 33.7 (6.45) | - |
| Zn | (Zn dis) | 238 (49.3) | | 54.4 (36.1) | - |
| As | (As dis) | 10.0 (2.41) | | 6.10 (2.14) | - |
| Cd | (Cd dis) | 0.41 (0.00) | | 0.00 (0.00) | - |
| Pb | (Pb dis) | 94.2 (1.16) | | 19.1 (0.52) | - |
| Hg | (Hg dis) | 2.65 (0.14) | | 0.00 (0.00) | - |





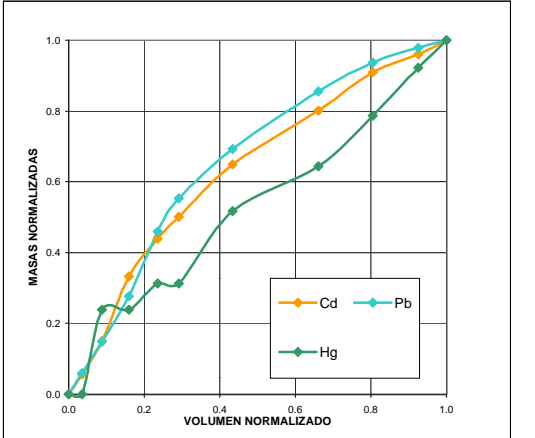
PARAMETROS

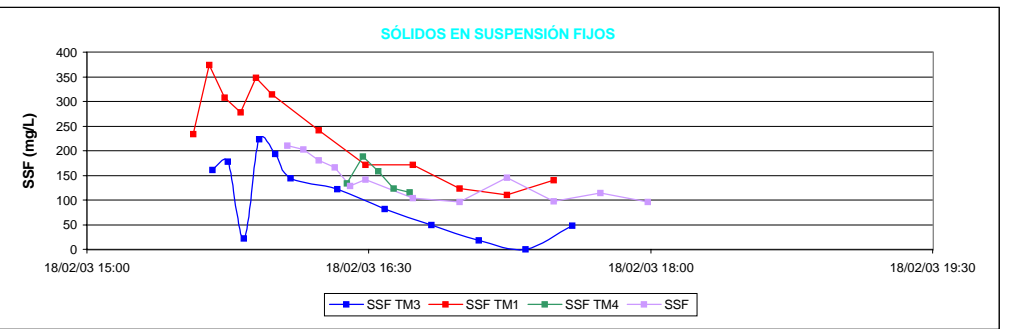
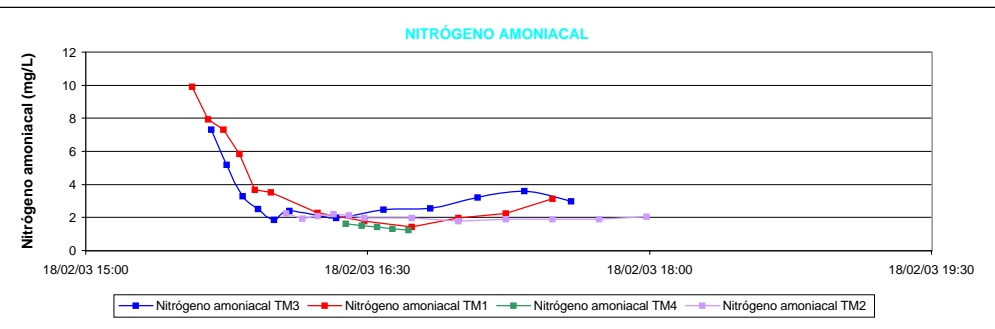
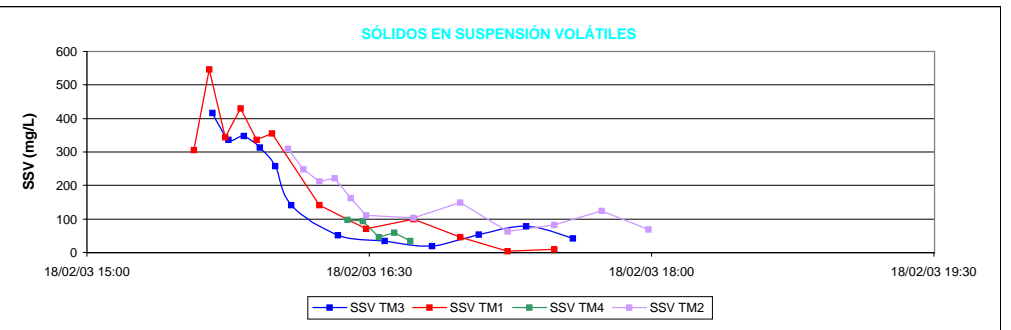
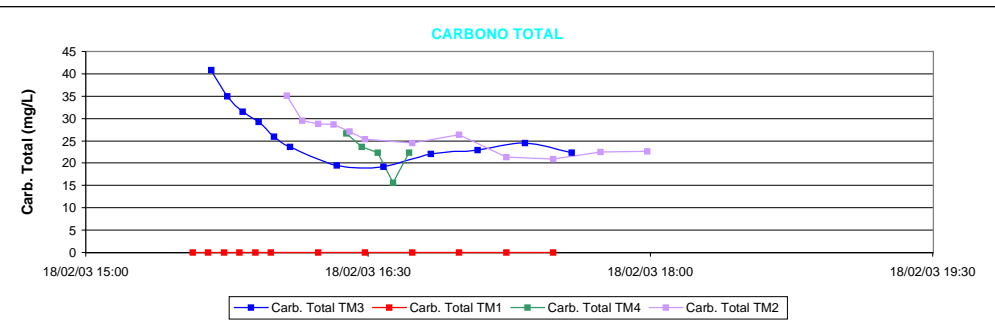
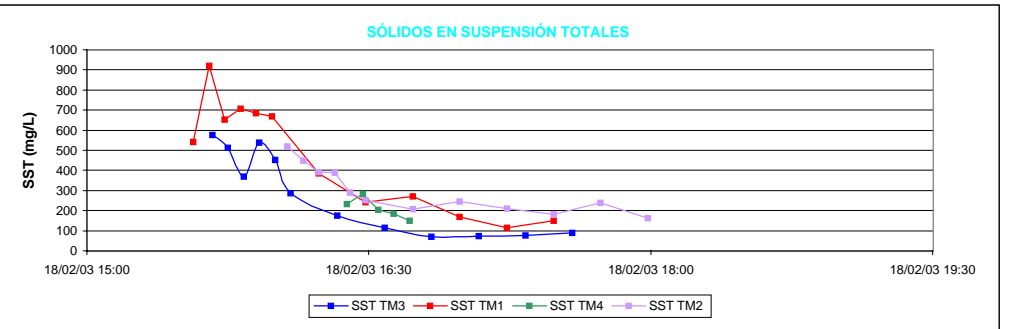
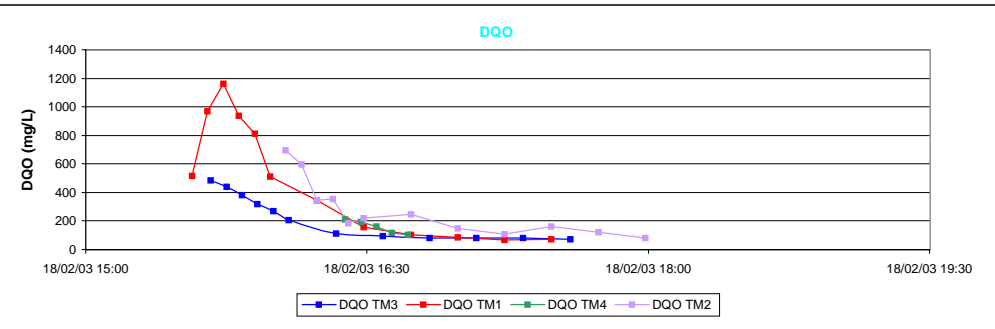
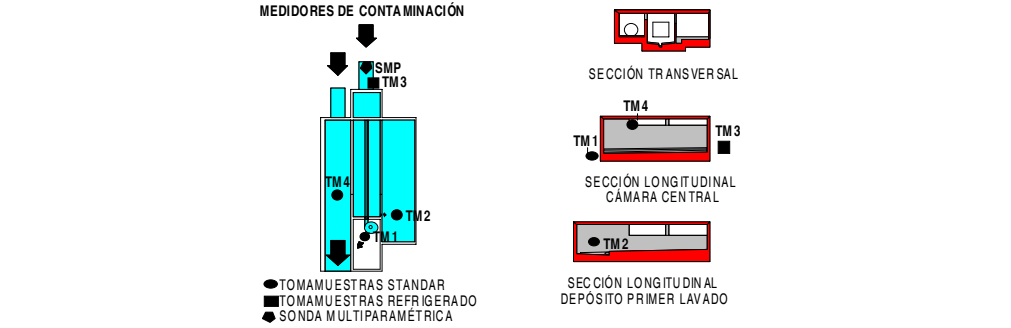
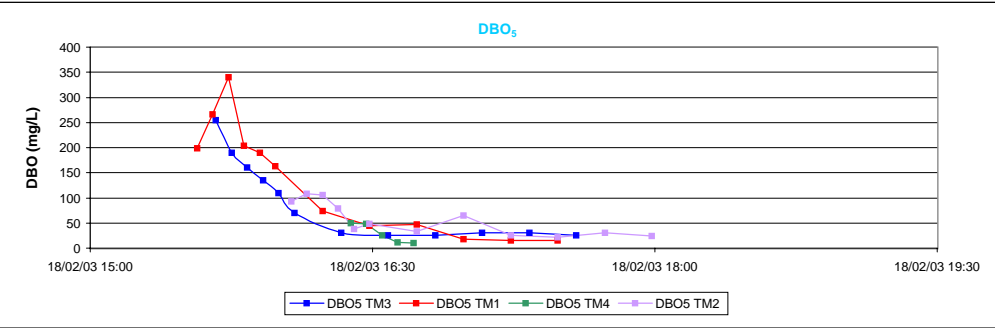
MASAS (KG)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | kg/ha |
|--------------|------|----------|---------|---------|-----------|-------|
| ST | 0.60 | 690.08 | 615.34 | 74.74 | 89.17 | 7.69 |
| SV | 0.51 | 354.25 | 324.83 | 29.42 | 91.70 | 4.06 |
| SF | 0.72 | 335.84 | 290.51 | 45.32 | 86.50 | 3.63 |
| SDT | 0.71 | 223.60 | 175.60 | 48.00 | 78.53 | 2.19 |
| SDV | 0.81 | 95.95 | 80.15 | 15.79 | 83.54 | 1.00 |
| SDF | 0.65 | 127.65 | 95.45 | 32.21 | 74.77 | 1.19 |
| SST | 0.55 | 466.48 | 439.74 | 26.74 | 94.27 | 5.50 |
| SSV | 0.43 | 258.30 | 244.68 | 13.63 | 94.72 | 3.06 |
| SSF | 0.76 | 208.18 | 195.07 | 13.12 | 93.70 | 2.44 |
| NTK | 0.69 | 57.41 | 50.53 | 6.89 | 88.00 | 0.63 |
| N amoniacal | 0.76 | 5.13 | 2.12 | 3.01 | 41.37 | 0.03 |
| P total | 0.56 | 4.29 | 3.10 | 1.18 | 72.35 | 0.04 |
| P disuelto | 0.59 | 1.14 | 0.37 | 0.77 | 32.41 | 0.00 |
| DBO5 | 0.45 | 134.77 | 88.56 | 46.20 | 65.72 | 1.11 |
| DQO total | 0.53 | 355.40 | 275.57 | 79.83 | 77.54 | 3.44 |
| DQO no sed. | 0.59 | 154.98 | 113.21 | 41.76 | 73.05 | 1.42 |
| DQO sed. | 0.50 | 200.43 | 162.36 | 38.07 | 81.01 | 2.03 |
| Carb. total | 0.80 | 44.90 | 32.08 | 12.81 | 71.46 | 0.40 |
| Carb. inorg. | 0.73 | 14.91 | 9.29 | 5.62 | 62.28 | 0.12 |
| Carb. org. | 0.84 | 29.98 | 22.79 | 7.19 | 76.02 | 0.28 |

MASAS (G)

| | a | m. total | m. esc. | m. res. | % m. esc. | g/ha |
|----|------|----------|---------|---------|-----------|--------|
| Al | 0.78 | 11142.35 | 10802.5 | 339.89 | 96.95 | 135.03 |
| Cr | 0.89 | 30.23 | 30.23 | 0.00 | 100.00 | 0.38 |
| Mn | 0.78 | 347.13 | 332.04 | 15.10 | 95.65 | 4.15 |
| Fe | 0.77 | 10203.14 | 10039.4 | 163.73 | 98.40 | 125.49 |
| Ni | 0.67 | 22.18 | 21.42 | 0.76 | 96.59 | 0.27 |
| Cu | 0.62 | 105.40 | 95.40 | 10.00 | 90.51 | 1.19 |
| Zn | 0.60 | 235.18 | 219.65 | 15.53 | 93.40 | 2.75 |
| As | 0.94 | 12.61 | 12.61 | 0.00 | 100.00 | 0.16 |
| Cd | 0.61 | 0.28 | 0.25 | 0.03 | 88.95 | 0.00 |
| Pb | 0.58 | 135.89 | 129.63 | 6.27 | 95.39 | 1.62 |
| Hg | 0.84 | 1.42 | 1.42 | 0.00 | 100.00 | 0.02 |





**METODOLOGÍA APLICADA EN
LOS ANÁLISIS REALIZADOS EN
EL SXAI**

ANEJO VI



LABORATORIO DE ESPECTROMETRÍA DE MASAS CON FUENTE DE PLASMA DE ACOPLAMIENTO INDUCIDO

La técnica de ICP-MS (Plasma de Acoplamiento Inducido - Espectrometría de Masas), es una técnica espectroscópica multielemental que proporciona medidas rápidas, exactas y precisas de casi todos los elementos del sistema periódico en un amplio intervalo de concentraciones, llegando a niveles de trazas (ppb) y ultratrazas (ppt o ppq). Está especialmente desarrollada para el análisis de elementos, primero, por ofrecer muy bajos límites de detección en el análisis directo de muestras en disolución; segundo, porque los espectros de masas de los elementos son simples y únicos, lo cual permite la identificación cualitativa de un elemento de forma rápida e inmutable, y finalmente por la posibilidad inherente de la medida de relaciones isotópicas, que permite la utilización de la técnica de dilución isotópica para estudiar y resolver diferentes problemas analíticos.

El plasma de acoplamiento inducido se consigue sometiendo el flujo de un gas a presión atmosférica, a la acción de un campo magnético, inducido por una corriente de alta frecuencia. El gas utilizado, llamado gas plasmógeno, es generalmente Argón, aunque para determinadas aplicaciones puede usarse combinado con una baja proporción de algún otro gas. La aparición de iones y electrones acelerados por efecto de la alternancia del campo magnético, que siguen trayectorias anulares, da lugar a una geometría toroidal del plasma, y produce la liberación de energía que, por el efecto Joule, permite alcanzar temperaturas de hasta 8000 °K en la zona de paso de la muestra. Es claro pues, que el ICP es una buena fuente de iones, en la que el gas o aerosol de la muestra introducida es volatilizado, atomizado e ionizado a muy alta temperatura.

Puesto que la fuente de iones (ICP) trabaja a presión atmosférica y el analizador de masas y detector lo hacen en régimen de alto vacío, ha sido necesario desarrollar una interfase que permita la transferencia de los iones, al espectrómetro de masas encargado de analizarlos. Esta interfase consta de dos conos de Níquel ó Platino (indicados cuando se usan altas concentraciones de ácidos o se añade O₂ al gas inyector), separados por una cámara de expansión que se encuentra refrigerada por agua y a una presión intermedia entre la atmosférica y el alto vacío. Básicamente, el proceso que tiene lugar en la interfase es la formación de un chorro supersónico de iones favorecido por el prevacío de la primera cámara, que gracias a la reducción brusca de la temperatura mantiene las poblaciones de iones en los mismos niveles que en el plasma. A continuación de los conos se sitúa una óptica de extracción y enfoque iónico que mediante campos electromagnéticos produce un haz de iones colimado dirigido hacia el sistema analizador.

En ICP-MS se utilizan dos tipos de sistemas analizadores, los de sector magnético y los cuadrupolares, aunque los más extendidos son éstos últimos por su mayor simplicidad, mayor velocidad de barrido y menor costo. Los analizadores cuadrupolares, actúan como filtros, de forma que sólo aquellos iones que cumplan una determinada relación carga/masa pasan a través de ellos y llegan al detector. Los detectores generalmente utilizados son los multiplicadores de electrones del tipo "Channeltron" que trabajan en un ambiente de alto vacío, aunque también puede utilizarse la copa de Faraday, con la que se puede trabajar a presiones más altas y con un intervalo de linealidad mayor. En el multiplicador de electrones se consigue una mayor sensibilidad, y el intervalo de linealidad se amplía combinando el conteo de pulsos, habitualmente utilizado en el análisis de trazas, con el conteo a través de métodos analógicos.

El sistema de introducción de muestra convencional es la nebulización neumática. En el método de nebulización neumática, la muestra líquida se hace interaccionar con una corriente de gas en un “nebulizador”, generándose un aerosol que pasa a través de una cámara de spray en la que las gotas grandes son eliminadas y las pequeñas son conducidas hasta el plasma.

Dotación instrumental

- ICP-MS PlasmaQuad 2 VG Elemental con la opción de alta sensibilidad para el análisis de ultratrazas.
- Sistema de Generación de Hidruros e Inyección en Flujo.
- Sistema de introducción de muestras con elevada concentración de ácidos y elevado contenido en sólidos disueltos.
- Sistema de introducción de matrices orgánicas, con dopaje de oxígeno.
- Muestreador automático con capacidad para 176 muestras.

Requerimientos de las muestras

- Las muestras de *aguas* deben venir acidificadas al 1% en HNO_3 , en contenedores de plástico (policarbonato o poliestireno) previamente desmineralizados en HNO_3 al 5-10% y enjuagados tres veces con agua desionizada, etiquetadas con el nombre de la muestra, la procedencia y la fecha de recogida de la misma, e indicando si ha sido filtrada (filtro de membrana de tamaño de poro de 45 μm).
- Las muestras *en disolución* deben venir en contenedores de plástico tratados como en el caso de las aguas, etiquetadas con el nombre de la muestra y las concentraciones finales de los ácidos o disolventes utilizados en su puesta en disolución, e indicando si ha sido filtrada o centrifugada. Si fuera posible, adjuntar el método detallado de su puesta en disolución.
- Las muestras *sólidas* deben venir lo más homogéneas posible, etiquetadas con el nombre de la muestra e indicando de que tipo de matriz se trata: una roca, un sedimento, un residuo, un metal, un suelo, una ceniza, una muestra biológica (liofilizada o sin liofilizar), etc.

ANÁLISIS DE CATIONES POR ICP-MS

Condiciones instrumentales de medida

- Potencia: 1.35 kW
- Flujo gas Nebulización: 0.80 mL/min
- Flujo gas Auxiliar: 1.00 mL/min

- Flujo gas de Enfriamiento: 14.0 mL/min
- Nebulización neumática: Meinhard 1mL/min
- Cámara de Nebulización: Scott de doble paso, refrigerada a 4°C
- Conos: Niquel
- Vacío cámara de expansión: 2.0 mbar
- Vacío cámara intermedia: 0.0×10^{-4} mbar
- Vacío analizador: 7.0×10^{-7} mbar
- Modo de medida: Salto de Pico
- Modo de detección: DUAL (Conteo de pulsos/Analógico)
- Tiempo de medida: 3 s/isótopo
- Réplicas: 3
- Calibración: Externa; ajuste lineal por minimos cuadrados.

Soluciones estandard y reactivos

- Acido concentrado HNO_3 y HCl de calidad Suprapur (MERCK).
- Estandards individuales certificados de 1000 ppm.
- Agua Milli-Q de sistema de purificación de agua MILLIPORE.
- Soluciones Estandard de trabajo preparadas a partir de los estandards individuales:
 - Solución de: Al Fe Zn Mn Ni Cr Cu Cd As Be Pb
 - Solución de: Hg
 - Solución de Estandards Internos: Sc Ge Rh In Tl

Estandard Interno: Elemento no presente en las muestras que se le añade a los patrones de calibrado y a las muestras para corregir posibles derivas de la señal y/o efectos de matriz.

Patrones de calibrado preparados a partir de las Soluciones Estandards de trabajo en medio ácido HNO_3 1%.

Preparacion de muestras

- *Análisis de metales disueltos*: Filtrado de las muestras en el momento de su recepción a través de filtro Millipore de 0.45 µm y acidificación en HNO₃ 1%. Conservación en nevera.
- *Análisis de metales totales*: Digestion ácida HNO₃:HCl (1:3) de 25mL de muestra en digestor microondas abierto (por duplicado). Filtradas a través de filtro Millipore de 0.45 µm.

DETERMINACION DE CARBONO ORGANICO TOTAL EN AGUAS

Aparatos y reactivos

- Analizador de Carbono Orgánico Total TOC 5000 A (Shimadzu), dotado de:
 - Jeringuilla Hamilton de 250 µL
 - Tubo de combustión con catalizador platino (Shimadzu) para determinación de carbono total, mantenido a 680°C
 - Vaso de reacción para la determinación de carbono inorgánico con ácido fosfórico al 25% (Shimadzu)
 - Detector de gas infrarrojo no dispersivo (NDIR)
- Aire sintético de alta pureza (gas portador) a un flujo de 150 mL/minuto
- Muestreador automático ASI 5000 A (Shimadzu)
- Sistemas para la obtención de agua ultrapura Millipore: Milli-RX 20 y MilliQ 185

Patrones

CARBONO TOTAL:

- Ftalato ácido de potasio (KHC₈H₄O₄) p.a. Shimadzu

Preparación de un stock de 1000 ppm en agua MilliQ, almacenado en oscuridad a 4°C. Los patrones de trabajo diario se preparan mediante diluciones del stock en agua MilliQ.

CARBONO INORGANICO:

- Carbonato sódico (Na₂CO₃) p.a. Shimadzu
- Bicarbonato sódico (NaHCO₃) p.a. Shimadzu

Preparación de un stock de 1000 ppm en agua MilliQ, almacenado en oscuridad a 4°C. Los patrones de trabajo diario se preparan mediante diluciones del stock en agua MilliQ.

Breves nociones sobre el análisis

CARBONO TOTAL (CT):

El tubo de combustión con el catalizador para la medida de CT se mantiene a 680°C. El gas portador pasa continuamente a través de este tubo a un flujo de 150 mL/min. La muestra es inyectada automáticamente en el catalizador. El gas portador con los productos de combustión de la muestra pasa primero a través de un vaso de reacción para carbono inorgánico donde se genera CO₂; posteriormente pasa a través de una zona donde se eliminan los halógenos y agua, y finalmente llega a un detector NDIR donde se mide el CO₂. El NDIR da lugar a una señal que genera un pico cuya área es proporcional contenido de carbono total de la muestra, y cuya concentración se calcula mediante comparación con patrones.

CARBONO INORGANICO (CI):

La muestra es inyectada automáticamente en el vaso de reacción donde el gas portador fluye en una solución de ácido fosfórico al 25%. Sólo el carbono inorgánico se descompone para formar CO₂ que será luego detectado en el NDIR, donde generará un pico con un área proporcional al contenido de CI de la muestra, y cuya concentración se calcula mediante comparación con patrones.

CARBONO ORGANICO TOTAL (COT):

La concentración de COT se obtiene a partir de la diferencia CI - CT.

ARCHIVOS SWMM

ANEJO VII



\$RUNOFF

*TITULO DESCRIPTIVO

*DOS LINEAS DE TITULO

A1 'BLOQUE ESCORRENTIA DE LA CUENCA DE CANCELON DE SANTIAGO DE COMPOSTELA'

A1 'HIDRAULICA Y DE LA CONTAMINACION CALIBRADA'

*PARAMETROS DE CONTROL

*PRIMER GRUPO DE DATOS DE CONTROL

| | METRIC | ISNOW | NRGAG | INFILM | KWALTY | IVAP | NHR | NMN | NDAY | MONTH | IYRSTR |
|----|--------|-------|-------|--------|--------|------|-----|-----|------|-------|--------|
| B1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 |

*SEGUNDO GRUPO DE DATOS DE CONTROL

| | IPRN(1) | IPRN(2) | IPRN(3) |
|----|---------|---------|---------|
| B2 | 1 | 1 | 1 |

*TERCER GRUPO DE DATOS DE CONTROL

| | WET | WETDRY | DRY | LUNIT | LONG |
|----|-----|--------|------|-------|------|
| B3 | 60 | 600 | 1800 | 2 | 24 |

*CUARTO GRUPO DE DATOS DE CONTROL

| | PCTZER | REGEN |
|----|--------|-------|
| B4 | 0.01 | 0.01 |

*CONTROL DE LA PRECIPITACION

*PRIMERA TARJETA DE CONTROL DE LAS LLUVIAS

| | ROPT |
|----|------|
| D1 | 0 |

*DATOS DE PRECIPITACION

*SEGUNDA TARJETA DE CONTROL DE LAS LLUVIAS

| | KTYPE | KINC | KPRINT | KTHIS | KTIME | KPREP | NHISTO | THISTO | TZRAIN |
|----|-------|------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|
| E1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 10 | 0 |

*ENTRADA DE LLUVIAS

| | RAIN(1) | RAIN(2) |
|----|---------|-----------|
| E3 | 730 | 0.0748032 |
| E3 | 740 | 0.1003938 |
| E3 | 750 | 0.3385829 |
| E3 | 760 | 0.2125985 |
| E3 | 770 | 0.0807087 |
| E3 | 780 | 0.0590552 |

*DATOS DE EVAPORIZACION

*DATOS DE EVAPORIZACION

| | VAP(1) | VAP(2) | VAP(3) | VAP(4) | VAP(5) | VAP(6) | VAP(7) | VAP(8) | VAP(9) | VAP(10) | VAP(11) | VAP(12) |
|----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|
| F1 | 0.05 | 0.06 | 0.08 | 0.09 | 0.09 | 0.11 | 0.12 | 0.11 | 0.09 | 0.07 | 0.05 | 0.05 |

*DATOS DE LA SUPERFICIE DE LAS SUBCUENCAS

*DATOS DE LAS SUBCUENCAS

| | JK | NAMEW | NGTO | WW(1) | WAREA | WW(3) | WSLOPE | WW(5) | WW(6) | WSTOREI | WSTOREP | WLMAX | WLMIN | DECAY |
|----|----|-------|------|--------|--------|-------|---------|------------|-------|-------------|---------|-------|-------|---------|
| H1 | 1 | 1 | 3644 | 515.3 | 16.248 | 29.25 | 0.09412 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 2 | 3707 | 1253.4 | 13.856 | 32.5 | 0.15080 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 3 | 3707 | 410.8 | 13.110 | 16.25 | 0.13241 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 4 | 4914 | 423.9 | 11.371 | 58.5 | 0.20325 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 5 | 4100 | 354.8 | 11.492 | 26 | 0.09114 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 6 | 4914 | 2951.4 | 8.792 | 55.25 | 0.08388 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 7 | 4950 | 2025.7 | 13.605 | 13 | 0.07195 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 8 | 9951 | 363.2 | 5.143 | 55.25 | 0.06436 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 9 | 9959 | 529.3 | 4.463 | 58.5 | 0.10887 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 10 | 4950 | 939.4 | 3.155 | 35.75 | 0.11611 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 11 | 2571 | 652.1 | 11.934 | 35.75 | 0.06296 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 12 | 4950 | 1615.1 | 4.852 | 22.75 | 0.09899 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 13 | 8007 | 2084.5 | 15.014 | 6.5 | 0.09352 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 14 | 1879 | 280.0 | 7.423 | 61.75 | 0.05511 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 15 | 7250 | 1064.9 | 6.393 | 52 | 0.05932 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 16 | 5254 | 383.4 | 9.848 | 58.5 | 0.07801 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 17 | 7250 | 782.5 | 2.371 | 39 | 0.14792 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 18 | 8007 | 373.9 | 0.657 | 61.75 | 0.05393 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 19 | 7239 | 324.7 | 6.725 | 48.75 | 0.10182 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 20 | 8007 | 836.9 | 3.134 | 39 | 0.14566 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 21 | 5345 | 1362.6 | 2.958 | 32.5 | 0.02248 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 22 | 5330 | 448.2 | 12.964 | 42.25 | 0.05547 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 23 | 5095 | 226.2 | 5.212 | 55.25 | 0.06641 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 24 | 4994 | 259.2 | 3.357 | 39 | 0.07587 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 25 | 5000 | 586.8 | 0.777 | 16.25 | 0.01639 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 26 | 5000 | 451.7 | 0.925 | 48.75 | 0.06271 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 27 | 5347 | 442.3 | 0.785 | 45.5 | 0.03596 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |
| H1 | 1 | 28 | 5348 | 480.8 | 1.143 | 58.5 | 0.02091 | 0.02078439 | 0.3 | 1.11934E-05 | 0.04 | 5 | 0.35 | 0.00115 |

*DATOS DE CONTAMINACION

*GRUPO DE CONTROL GENERAL DE LA CONTAMINACION

| | NQS | JLAND | IROS | IROSAD | DRYDAY | CBVOL | DRYBSN | RAINIT | REFFDD | KLNBGN | KLNEND |
|----|-----|-------|------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|
| J1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |

*GRUPO DE USOS DEL SUELO

| | LNAME(J) | METHOD(J) | JACGUT(J) | DDLIM(J) | DDPOW(J) | DDFACT(J) | CLFREQ(J) | AVSWP(J) | DSLCL(J) |
|----|----------|-----------|-----------|----------|----------|-----------|-----------|----------|----------|
| J2 | MIXTO | 1 | 1 | 20 | 0.4 | 0 | 0 | 0 | 0 |

*GRUPO DE CONTAMINANTES

| | PNAME(K) | PUNIT(K) | NDIM(K) | KALC(K) | KWASH(K) | KACGUT(K) | LINKUP(K) | OFACT(1,K) | OFACT(2,K) | OFACT(3,K) | OFACT(4,K) | OFACT(5,K) | WASHPO(K) | RCOEF(K) | CBFACT(K) | CONCRN(K) | REFF(K) |
|----|----------|----------|---------|---------|----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|----------|-----------|-----------|---------|
| J3 | 'DBO' | 'mg/L' | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 60 | 1.5 | 0.3 | 0 | 0 | 2 | 1.2 | 0 | 0 | 0 |
| J3 | 'SST' | 'mg/L' | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1.26751 | 102.082 | 0 | 0 | 0 |

*DATOS DE CONTAMINACION DE LAS SUBCUENCAS

*DATOS DE CONTAMINACION DE LAS SUPERFICIES DE LAS SUBCUENCAS

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|---|-------|----|-----------|---------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------------|
| L1 | * | NAMEW | KL | BASINS(N) | GLEN(N) | PSHED(1,N) | PSHED(2,N) | PSHED(3,N) | PSHED(4,N) | PSHED(5,N) | PSHED(6,N) | PSHED(7,N) | PSHED(8,N) | PSHED(9,N) | PSHED(10,N) |
| | | 1 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 2 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 3 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 4 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 5 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 6 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 7 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 8 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 9 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 10 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 11 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 12 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 13 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 14 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 15 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 16 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 17 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 18 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 19 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 20 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 21 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 22 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 23 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 24 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 25 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 26 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 27 | 1 | / | | | | | | | | | | | |
| | | 28 | 1 | / | | | | | | | | | | | |

*ENTRADA DE CONTROL DE LA IMPRESION

*CONTROL DE LA IMPRESION EN CANALES/ENTRADAS

| | | |
|----|-------|--------|
| * | NPRNT | INTERV |
| M1 | 1 | 1 |

*PERIODOS DE IMPRESION

| | | | |
|----|------|-----------|-----------|
| * | NDET | STARTP(1) | STOPPR(1) |
| M2 | 1 | 0 | 0 |

*GRUPOS DE IMPRESION EN CANALES/ENTRADAS

| | |
|----|----------|
| * | IPRNT(1) |
| M3 | 5345 |

\$ENDPROGRAM

*TRANSPORT

*TITULO DESCRIPTIVO

*DOS LINEAS DE TITULO

A1 'BLOQUE TRANSPORTE DE LA CUENCA DE CANCELON DE SANTIAGO DE COMPOSTELA'

A1 'HIDRAULICA Y DE LA CONTAMINACION CALIBRADA'

*DATOS DE EJECUCION

*PRIMER GRUPO DE DATOS DE CONTROL

| | | | | | | | | | | | |
|----|------|--------|------|------|-------|--------|-------|-------|--------|--------|--------|
| * | NTD | NINPUT | NNYN | NNPE | NOUTS | NPRINT | NPOLL | NITER | IDATEZ | METRIC | INTPRT |
| B1 | 1440 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 3 | 4 | 20101 | 0 | 1 |

*SEGUNDO GRUPO DE DATOS DE CONTROL

| | | | | | | |
|----|----|--------|--------|-------|---------|-------|
| * | DT | EPSIL | DWDAYS | TZERO | GNU | TRIBA |
| B2 | 60 | 0.0001 | 1 | 0 | 0.00001 | 0 |

*TERCER GRUPO DE DATOS DE CONTROL

| | | | | |
|----|--------|--------|--------|-------|
| * | NCNTRL | NINFIL | NFILTH | NDESN |
| B3 | 0 | 0 | 1 | 0 |

*DATOS DE CIRCULACION DE CAUDAL

*DATOS DE CIRCULACION DE CAUDAL PARA NUEVAS FORMAS

| | | |
|----|---------|--------|
| * | NKCLASS | KPRINT |
| C1 | 0 | 0 |

*DATOS DE ELEMENTOS

*DATOS DE ELEMENTOS DE ALCANTARILLADO

| | | | | | | | | | | | | |
|----|------|--------|--------|--------|-------|------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| * | NOE | NUE(1) | NUE(2) | NUE(3) | NTYPE | DIST | GEOM1 | SLOPE | ROUGH | GEOM2 | BARREL | GEOM3 |
| E1 | 3644 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3649 | 395 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3650 | 394 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3651 | 393 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3652 | 392 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3657 | 391 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3692 | 390 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3693 | 385 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3694 | 384 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3695 | 383 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3697 | 382 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3700 | 381 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3701 | 380 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3715 | 379 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3714 | 378 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3713 | 377 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3712 | 376 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3711 | 375 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3710 | 374 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3709 | 371 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3708 | 372 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 3707 | 373 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4906 | 263 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4905 | 600 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4907 | 599 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4908 | 88 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4909 | 89 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4910 | 90 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4914 | 76 | 602 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5419 | 366 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2594 | 367 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2595 | 368 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2598 | 369 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2601 | 449 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2602 | 450 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2603 | 451 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2604 | 452 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2607 | 453 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2608 | 454 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2611 | 455 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2612 | 456 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2615 | 457 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2616 | 458 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2619 | 459 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2620 | 932 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5385 | 931 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5384 | 460 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4233 | 461 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4234 | 462 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4097 | 402 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4100 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4915 | 603 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4916 | 75 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4917 | 74 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4928 | 73 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4929 | 608 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4930 | 617 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4940 | 618 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5190 | 619 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | |
|----|------|-----|-----|-----|----|---|---|---|---|---|---|---|
| E1 | 4950 | 846 | 130 | 116 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4941 | 131 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4942 | 132 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4943 | 133 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 9970 | 134 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 9968 | 135 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 9966 | 136 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 9964 | 137 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 9959 | 139 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 9957 | 140 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 9954 | 141 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 9951 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4949 | 622 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4948 | 117 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4947 | 119 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2778 | 279 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2779 | 280 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2781 | 647 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5186 | 281 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2784 | 282 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2572 | 289 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 2571 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4953 | 199 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4954 | 629 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4955 | 630 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4956 | 632 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4957 | 633 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4958 | 634 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4959 | 635 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4960 | 637 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4961 | 636 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4962 | 638 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4963 | 639 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4965 | 640 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 8007 | 643 | 760 | 758 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5100 | 759 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 8003 | 725 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 8004 | 726 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7250 | 729 | 730 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 1885 | 682 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 1884 | 685 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 1883 | 686 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 1882 | 687 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 1881 | 688 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 1880 | 689 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 1879 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7249 | 791 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5412 | 865 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5255 | 864 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5256 | 328 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5254 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5099 | 642 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5105 | 314 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5104 | 315 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7996 | 316 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7995 | 317 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7993 | 318 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7992 | 319 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7991 | 320 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7990 | 321 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7989 | 322 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7988 | 323 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7987 | 324 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 7239 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5345 | 761 | 902 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5340 | 901 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5339 | 900 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5338 | 899 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5336 | 782 | 755 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5335 | 781 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5334 | 883 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5333 | 882 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5329 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4977 | 754 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5002 | 753 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4999 | 780 | 752 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4998 | 870 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5259 | 779 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5096 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5003 | 751 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | |
|----|------|------|-----|---|----|-----------|---------|--------|-------|---|---|---|
| E1 | 5005 | 750 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4995 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5348 | 893 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5347 | 892 | 790 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5337 | 891 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5332 | 890 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5331 | 889 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5330 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4975 | 746 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4976 | 745 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5001 | 744 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5000 | 776 | 743 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4997 | 869 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5261 | 775 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5095 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5004 | 742 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 5006 | 741 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 4994 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 395 | 3644 | 0 | 0 | 1 | 141.74867 | 0.65617 | 4.409 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 394 | 3649 | 0 | 0 | 1 | 62.02363 | 0.65617 | 2.095 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 393 | 3650 | 0 | 0 | 1 | 72.57144 | 0.65617 | 0.488 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 392 | 3651 | 0 | 0 | 1 | 68.83662 | 0.65617 | 2.231 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 391 | 3652 | 0 | 0 | 1 | 68.35722 | 0.65617 | 6.849 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 390 | 3687 | 0 | 0 | 1 | 45.63250 | 0.82021 | 8.088 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 385 | 3692 | 0 | 0 | 1 | 36.44434 | 0.82021 | 7.328 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 384 | 3693 | 0 | 0 | 1 | 105.83586 | 0.82021 | 7.827 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 383 | 3694 | 0 | 0 | 1 | 99.44403 | 0.82021 | 6.869 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 382 | 3695 | 0 | 0 | 1 | 149.01606 | 0.82021 | 6.601 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 381 | 3697 | 0 | 0 | 1 | 116.20277 | 0.82021 | 6.341 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 380 | 3700 | 0 | 0 | 1 | 28.58946 | 0.82021 | 13.025 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 379 | 3701 | 0 | 0 | 1 | 39.31911 | 0.82021 | 0.592 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 378 | 3715 | 0 | 0 | 1 | 27.13261 | 0.82021 | 12.950 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 377 | 3714 | 0 | 0 | 1 | 32.41913 | 0.82021 | 2.957 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 376 | 3713 | 0 | 0 | 1 | 27.60733 | 0.82021 | 2.957 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 375 | 3712 | 0 | 0 | 1 | 30.50912 | 0.82021 | 5.549 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 374 | 3711 | 0 | 0 | 1 | 27.45664 | 0.82021 | 1.816 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 371 | 3710 | 0 | 0 | 1 | 57.47182 | 0.82021 | 1.170 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 372 | 3709 | 0 | 0 | 1 | 35.26014 | 0.82021 | 1.005 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 373 | 3708 | 0 | 0 | 1 | 27.72950 | 0.98425 | 3.325 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 263 | 3707 | 0 | 0 | 1 | 114.57902 | 0.98425 | 6.159 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 600 | 4906 | 0 | 0 | 1 | 90.47199 | 1.31234 | 4.384 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 599 | 4905 | 0 | 0 | 1 | 51.16072 | 1.31234 | 6.355 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 88 | 4907 | 0 | 0 | 1 | 50.10058 | 1.31234 | 3.680 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 89 | 4908 | 0 | 0 | 1 | 38.29008 | 1.31234 | 7.197 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 90 | 4909 | 0 | 0 | 1 | 29.83350 | 1.31234 | 11.877 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 76 | 4910 | 0 | 0 | 1 | 31.02831 | 1.31234 | 15.543 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 602 | 5419 | 0 | 0 | 1 | 182.52264 | 1.96850 | 8.466 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 366 | 2594 | 0 | 0 | 1 | 133.55804 | 0.98425 | 3.385 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 367 | 2595 | 0 | 0 | 1 | 122.94075 | 0.98425 | 5.028 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 368 | 2598 | 0 | 0 | 1 | 79.65071 | 0.98425 | 5.256 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 369 | 2601 | 0 | 0 | 1 | 79.01045 | 0.98425 | 5.502 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 449 | 2602 | 0 | 0 | 1 | 55.49216 | 0.98425 | 1.431 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 450 | 2603 | 0 | 0 | 1 | 49.51822 | 0.98425 | 1.431 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 451 | 2604 | 0 | 0 | 1 | 58.94956 | 0.98425 | 6.322 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 452 | 2607 | 0 | 0 | 1 | 106.84276 | 0.98425 | 6.986 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 453 | 2608 | 0 | 0 | 1 | 46.46385 | 0.98425 | 3.799 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 454 | 2611 | 0 | 0 | 1 | 31.52069 | 0.98425 | 3.976 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 455 | 2612 | 0 | 0 | 1 | 67.48058 | 0.98425 | 6.077 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 456 | 2615 | 0 | 0 | 1 | 69.97370 | 0.98425 | 3.146 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 457 | 2616 | 0 | 0 | 1 | 63.18889 | 0.82021 | 4.974 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 458 | 2619 | 0 | 0 | 1 | 90.38150 | 0.82021 | 4.476 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 459 | 2620 | 0 | 0 | 1 | 85.26523 | 0.82021 | 4.637 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 932 | 5385 | 0 | 0 | 1 | 30.62382 | 0.82021 | 1.181 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 931 | 5384 | 0 | 0 | 1 | 20.64201 | 0.82021 | 6.373 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 460 | 4233 | 0 | 0 | 1 | 31.03353 | 0.82021 | 0.211 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 461 | 4234 | 0 | 0 | 1 | 146.22442 | 0.82021 | 4.687 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 462 | 4097 | 0 | 0 | 1 | 106.01586 | 0.82021 | 10.315 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 402 | 4100 | 0 | 0 | 1 | 45.72735 | 0.82021 | 18.640 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 603 | 4914 | 0 | 0 | 1 | 127.48581 | 1.96850 | 5.389 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 75 | 4915 | 0 | 0 | 1 | 61.33035 | 1.96850 | 5.895 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 74 | 4916 | 0 | 0 | 1 | 30.62808 | 1.96850 | 16.411 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 73 | 4917 | 0 | 0 | 1 | 74.75439 | 3.28084 | 15.238 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 608 | 4928 | 0 | 0 | 1 | 135.31825 | 3.28084 | 6.061 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 617 | 4929 | 0 | 0 | 1 | 193.08454 | 3.28084 | 5.947 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 618 | 4930 | 0 | 0 | 1 | 131.24675 | 3.28084 | 1.250 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 619 | 4940 | 0 | 0 | 1 | 282.70683 | 3.28084 | 5.570 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 846 | 5190 | 0 | 0 | 1 | 45.21806 | 3.28084 | 0.726 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 130 | 4941 | 0 | 0 | 1 | 14.57724 | 1.31234 | 12.150 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 131 | 4942 | 0 | 0 | 1 | 75.87872 | 1.31234 | 12.150 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 132 | 4943 | 0 | 0 | 1 | 71.11728 | 0.98425 | 10.749 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | |
|----|-----|------|---|---|---|-----------|---------|--------|-------|---|---|---|
| E1 | 133 | 9970 | 0 | 0 | 1 | 73.35641 | 0,98425 | 11,002 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 134 | 9968 | 0 | 0 | 1 | 81.20262 | 1.31234 | 13.818 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 135 | 9966 | 0 | 0 | 1 | 66.35695 | 1.31234 | 13.597 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 136 | 9964 | 0 | 0 | 1 | 63.90439 | 1.31234 | 15.248 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 137 | 9959 | 0 | 0 | 1 | 47.85626 | 1.31234 | 12.751 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 139 | 9957 | 0 | 0 | 1 | 114.10691 | 1.64042 | 1.585 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 140 | 9954 | 0 | 0 | 1 | 154.97149 | 1.64042 | 1.585 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 141 | 9951 | 0 | 0 | 1 | 144.73820 | 1.64042 | 0.431 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 116 | 4949 | 0 | 0 | 1 | 223.38073 | 0.98425 | 7.868 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 622 | 4948 | 0 | 0 | 1 | 140.78490 | 0.98425 | 15.113 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 117 | 4947 | 0 | 0 | 1 | 56.07875 | 1.03346 | 21.238 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 119 | 2778 | 0 | 0 | 1 | 109.37037 | 0.98425 | 21.238 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 279 | 2779 | 0 | 0 | 1 | 57.03159 | 0.98425 | 5.385 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 280 | 2781 | 0 | 0 | 1 | 164.36729 | 0.98425 | 2.086 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 647 | 5186 | 0 | 0 | 1 | 72.21652 | 0.98425 | 1.990 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 281 | 2784 | 0 | 0 | 1 | 33.53028 | 0.98425 | 2.094 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 282 | 2572 | 0 | 0 | 1 | 114.17803 | 0.98425 | 1.230 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 289 | 2571 | 0 | 0 | 1 | 10.93511 | 0.98425 | 2.040 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 199 | 4950 | 0 | 0 | 1 | 117.90103 | 2.62467 | 2.226 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 629 | 4953 | 0 | 0 | 1 | 57.27906 | 2.62467 | 12.601 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 630 | 4954 | 0 | 0 | 1 | 37.49345 | 2.62467 | 11.376 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 632 | 4955 | 0 | 0 | 1 | 78.73647 | 2.62467 | 10.834 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 633 | 4956 | 0 | 0 | 1 | 78.91309 | 2.62467 | 10.394 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 634 | 4957 | 0 | 0 | 1 | 163.76353 | 2.62467 | 1.402 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 635 | 4958 | 0 | 0 | 1 | 215.54722 | 2.62467 | 2.283 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 637 | 4959 | 0 | 0 | 1 | 91.65301 | 2.62467 | 1.432 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 636 | 4960 | 0 | 0 | 1 | 47.24567 | 2.62467 | 1.389 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 638 | 4961 | 0 | 0 | 1 | 58.93007 | 2.62467 | 9.464 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 639 | 4962 | 0 | 0 | 1 | 102.44952 | 2.62467 | 3.363 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 640 | 4963 | 0 | 0 | 1 | 68.19233 | 2.62467 | 8.179 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 643 | 4965 | 0 | 0 | 1 | 161.16641 | 2.62467 | 0.794 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 760 | 5100 | 0 | 0 | 1 | 44.98232 | 1.96850 | 3.800 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 759 | 8003 | 0 | 0 | 1 | 82.01664 | 1.64042 | 2.264 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 725 | 8004 | 0 | 0 | 1 | 80.26488 | 1.64042 | 4.799 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 726 | 7250 | 0 | 0 | 1 | 92.65358 | 1.64042 | 5.018 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 729 | 1885 | 0 | 0 | 1 | 158.85912 | 1.64042 | 2.379 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 682 | 1884 | 0 | 0 | 1 | 157.49804 | 1.31234 | 1.229 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 685 | 1883 | 0 | 0 | 1 | 87.11520 | 1.31234 | 7.532 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 686 | 1882 | 0 | 0 | 1 | 84.54894 | 1.31234 | 5.316 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 687 | 1881 | 0 | 0 | 1 | 147.74562 | 1.31234 | 7.128 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 688 | 1880 | 0 | 0 | 1 | 208.50505 | 1.31234 | 5.523 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 689 | 1879 | 0 | 0 | 1 | 30.72749 | 1.31234 | 5.872 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 730 | 7249 | 0 | 0 | 1 | 106.77573 | 1.31234 | 6.336 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 791 | 5412 | 0 | 0 | 1 | 47.16690 | 1.31234 | 5.857 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 865 | 5255 | 0 | 0 | 1 | 153.85392 | 1.31234 | 11.652 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 864 | 5256 | 0 | 0 | 1 | 20.06824 | 0.98425 | 20.599 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 328 | 5254 | 0 | 0 | 1 | 155.45477 | 0.98425 | 14.934 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 758 | 5099 | 0 | 0 | 1 | 70.13896 | 0.98425 | 2.909 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 642 | 5105 | 0 | 0 | 1 | 31.80694 | 1.14829 | 2.372 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 314 | 5104 | 0 | 0 | 1 | 19.41301 | 1.14829 | 4.225 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 315 | 7996 | 0 | 0 | 1 | 48.62806 | 1.14829 | 1.747 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 316 | 7995 | 0 | 0 | 1 | 25.44704 | 1.31234 | 4.654 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 317 | 7993 | 0 | 0 | 1 | 34.73817 | 1.31234 | 3.731 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 318 | 7992 | 0 | 0 | 1 | 55.22392 | 0.98425 | 13.866 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 319 | 7991 | 0 | 0 | 1 | 61.55902 | 0.98425 | 6.907 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 320 | 7990 | 0 | 0 | 1 | 30.00724 | 0.98425 | 7.653 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 321 | 7989 | 0 | 0 | 1 | 34.92876 | 0.98425 | 6.716 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 322 | 7988 | 0 | 0 | 1 | 63.04465 | 0.98425 | 7.280 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 323 | 7987 | 0 | 0 | 1 | 32.05653 | 0.98425 | 11.985 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 324 | 7239 | 0 | 0 | 1 | 74.53918 | 0.98425 | 13.372 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 761 | 8007 | 0 | 0 | 1 | 706.80757 | 3.93701 | 3.277 | 0,013 | 0 | 2 | 0 |
| E1 | 902 | 5340 | 0 | 0 | 1 | 15.57012 | 1.64042 | 15.804 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 901 | 5339 | 0 | 0 | 1 | 15.90912 | 1.64042 | 17.117 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 900 | 5338 | 0 | 0 | 1 | 26.06028 | 1.64042 | 0.252 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 899 | 5336 | 0 | 0 | 1 | 18.18151 | 1.64042 | 1.804 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 782 | 5335 | 0 | 0 | 1 | 50.25582 | 1.64042 | 0.131 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 781 | 5334 | 0 | 0 | 1 | 33.25149 | 1.64042 | 15.860 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 883 | 5333 | 0 | 0 | 1 | 20.14995 | 1.64042 | 15.860 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 882 | 5329 | 0 | 0 | 1 | 227.52920 | 1.64042 | 0.404 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 755 | 4977 | 0 | 0 | 1 | 79.65008 | 0.98425 | 4.696 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 754 | 5002 | 0 | 0 | 1 | 76.61151 | 1.14829 | 4.197 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 753 | 4999 | 0 | 0 | 1 | 126.29652 | 1.14829 | 6.312 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 780 | 4998 | 0 | 0 | 1 | 87.33125 | 1.14829 | 3.344 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 870 | 5259 | 0 | 0 | 1 | 100.45635 | 1.14829 | 4.082 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 779 | 5096 | 0 | 0 | 1 | 137.37315 | 1.14829 | 3.582 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 752 | 5003 | 0 | 0 | 1 | 63.65215 | 1.14829 | 9.123 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 751 | 5005 | 0 | 0 | 1 | 87.51267 | 1.14829 | 1.725 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 750 | 4995 | 0 | 0 | 1 | 86.44955 | 1.14829 | 0.569 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 893 | 5347 | 0 | 0 | 1 | 30.73754 | 1.64042 | 5.337 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 892 | 5337 | 0 | 0 | 1 | 8.83265 | 1.64042 | 4.829 | 0,013 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | |
|----|-----|------|---|---|---|-----------|---------|--------|-------|---|---|---|
| E1 | 891 | 5332 | 0 | 0 | 1 | 82.09427 | 1,64042 | 2,118 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 890 | 5331 | 0 | 0 | 1 | 55.73362 | 1,31234 | 4,356 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 889 | 5330 | 0 | 0 | 1 | 185.75974 | 1,64042 | 4,592 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 790 | 4975 | 0 | 0 | 1 | 50,40110 | 1,64042 | 1,758 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 746 | 4976 | 0 | 0 | 1 | 53,46713 | 1,64042 | 6,075 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 745 | 5001 | 0 | 0 | 1 | 63,48421 | 1,31234 | 0,982 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 744 | 5000 | 0 | 0 | 1 | 126,77236 | 1,31234 | 6,289 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 776 | 4997 | 0 | 0 | 1 | 90,57784 | 1,64042 | 4,673 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 869 | 5261 | 0 | 0 | 1 | 96,39693 | 1,64042 | 2,655 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 775 | 5095 | 0 | 0 | 1 | 138,08686 | 1,64042 | 13,068 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 743 | 5004 | 0 | 0 | 1 | 59,44557 | 1,64042 | 6,126 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 742 | 5006 | 0 | 0 | 1 | 87,86697 | 1,64042 | 4,667 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |
| E1 | 741 | 4994 | 0 | 0 | 1 | 85,20858 | 0,98425 | 4,158 | 0.013 | 0 | 0 | 0 |

*DATOS DE CONTAMINANTES

*DATOS DE ENTRADA DE CONTAMINACION

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|------|-------|---------|------|-------|-----|----------|--------|----------|--------|----------|--------|----------|--------|-------|
| * | KPOL | PNAME | PUNIT | NDIM | DECAY | SPG | PSIZE(2) | PRG(2) | PSIZE(3) | PRG(3) | PSIZE(4) | PRG(4) | PSIZE(5) | PRG(5) | PSDWF |
| F1 | 1 | 'DBO' | 'mg/L' | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| F1 | 2 | 'SST' | 'mg/L' | 0 | 0 | 2.4 | 0.3 | 55 | 0.9 | 35 | 2 | 25 | 10 | 0 | 3 |
| F1 | 0 | 'COL' | 'MPN/L' | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

*DATOS DE ELEMENTOS DE ENTRADA/SALIDA

*ELEMENTOS PARA TRANSFERENCIA

| | |
|----|-------|
| * | JN(1) |
| H1 | 5345 |

*DATOS DE IMPRESION DE LOS ELEMENTOS

*ELEMENTOS DE IMPRESION DE HIDROGRAMAS DE SALIDA

| | |
|----|--------|
| * | NPE(1) |
| J2 | 5345 |

*DATOS DE CAUDALES DE TIEMPO SECO

*DATOS DE CAUDALES DE TIEMPO SECO

| | | | | | | | |
|----|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| * | DVDWF(1) | DVDWF(2) | DVDWF(3) | DVDWF(4) | DVDWF(5) | DVDWF(6) | DVDWF(7) |
| L1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

*VARIACIONES DE DBOS DE TIEMPO SECO

| | | | | | | | |
|----|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| * | DVBOD(1) | DVBOD(2) | DVBOD(3) | DVBOD(4) | DVBOD(5) | DVBOD(6) | DVBOD(7) |
| L2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

*VARIACIONES DE SOLIDOS EN SUSPENSION DE TIEMPO SECO

| | | | | | | | |
|----|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| * | DVSS(1) | DVSS(2) | DVSS(3) | DVSS(4) | DVSS(5) | DVSS(6) | DVSS(7) |
| L3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

*CORRECCIONES DE CAUDAL HORARIAS

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| * | HVDWF(1) | HVDWF(2) | HVDWF(3) | HVDWF(4) | HVDWF(5) | HVDWF(6) | HVDWF(7) | HVDWF(8) | HVDWF(9) | HVDWF(10) | HVDWF(11) | HVDWF(12) | HVDWF(13) | HVDWF(14) | HVDWF(15) | HVDWF(16) | HVDWF(17) | HVDWF(18) | HVDWF(19) | HVDWF(20) | HVDWF(21) | HVDWF(22) | HVDWF(23) | HVDWF(24) |
| M1 | 0.87 | 0.76 | 0.73 | 0.75 | 0.78 | 0.80 | 0.82 | 0.92 | 1.16 | 1.23 | 1.25 | 1.22 | 1.18 | 1.14 | 1.17 | 1.22 | 1.10 | 1.02 | 0.98 | 0.95 | 0.96 | 1.02 | 1.02 | 0.95 |

*CORRECCIONES DE DBOS HORARIAS

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| * | HVBOD(1) | HVBOD(2) | HVBOD(3) | HVBOD(4) | HVBOD(5) | HVBOD(6) | HVBOD(7) | HVBOD(8) | HVBOD(9) | HVBOD(10) | HVBOD(11) | HVBOD(12) | HVBOD(13) | HVBOD(14) | HVBOD(15) | HVBOD(16) | HVBOD(17) | HVBOD(18) | HVBOD(19) | HVBOD(20) | HVBOD(21) | HVBOD(22) | HVBOD(23) | HVBOD(24) |
| M2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

*CORRECCIONES DE SOLIDOS EN SUSPENSION HORARIAS

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| * | HVSS(1) | HVSS(2) | HVSS(3) | HVSS(4) | HVSS(5) | HVSS(6) | HVSS(7) | HVSS(8) | HVSS(9) | HVSS(10) | HVSS(11) | HVSS(12) | HVSS(13) | HVSS(14) | HVSS(15) | HVSS(16) | HVSS(17) | HVSS(18) | HVSS(19) | HVSS(20) | HVSS(21) | HVSS(22) | HVSS(23) | HVSS(24) |
| M3 | 0.81 | 0.84 | 0.89 | 0.84 | 0.70 | 0.59 | 0.54 | 0.61 | 0.83 | 1.06 | 1.32 | 1.38 | 1.21 | 1.37 | 1.92 | 1.95 | 1.37 | 1.01 | 0.93 | 0.84 | 0.74 | 0.71 | 0.75 | 0.79 |

*CORRECCIONES COLIFORMES TOTALES HORARIAS

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| * | HVCOLI(1) | HVCOLI(2) | HVCOLI(3) | HVCOLI(4) | HVCOLI(5) | HVCOLI(6) | HVCOLI(7) | HVCOLI(8) | HVCOLI(9) | HVCOLI(10) | HVCOLI(11) | HVCOLI(12) | HVCOLI(13) | HVCOLI(14) | HVCOLI(15) | HVCOLI(16) | HVCOLI(17) | HVCOLI(18) | HVCOLI(19) | HVCOLI(20) | HVCOLI(21) | HVCOLI(22) | HVCOLI(23) | HVCOLI(24) |
| M4 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

*DATOS DEL AREA DE ESTUDIO

| | | | | | | | |
|----|-------|------|-----|------|-----|------|--------|
| * | KTNUM | KASE | NPF | KDAY | CPI | CCCI | POPULA |
| N1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 11.5 |

*DATOS DE LAS SUBAREAS

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----|------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|------|-------|--------|--------|-------|------|--------|
| * | KNUM | INPUT | KLAND | METHOD | KUNIT | MSUBT | SAGPF | SABPF | SASPF | WATER | PRICE | SEWAGE | ASUB | POPEN | DWLNGS | FAMILY | VALUE | PCGG | XINCOM |
| Q1 | 1 | 5345 | 4 | 2 | 0 | 0 | 0.815 | 0 | -121 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

SENDPROGRAM